

La lixiviación de nitratos en la Región Pampeana: análisis de procesos y factores determinantes

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias Agropecuarias*

Helena Rimski-Korsakov
Ingeniera Agrónoma - Universidad de Buenos Aires - 1997

Lugar de trabajo: Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes – Facultad de Agronomía –
Universidad de Buenos Aires



FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis
Raúl Silvio Lavado
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Consejero de Estudios
Gerardo Rubio
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Director de tesis
Raúl Silvio Lavado
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

JURADO
María Julia Mazzarino
Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)
Doctora en Ciencias Agrarias (Universidad Georg-August Göttingen, Alemania)

JURADO
Maria Carolina Sasal
Ingeniera Agrónoma (Universidad Nacional de Rosario)
Doctora en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO
José Luis Costa
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
Doctor of Philosophy (North Dakota State University)

Fecha de defensa de la tesis: 3 de diciembre del 2014

DEDICATORIA

A Fabricio, mi amor y mi vida

A mi mamá, mi ejemplo de persona

AGRADECIMIENTOS

Muchas personas hicieron que esta tesis pasara de ser un sueño a una realidad. Algunas con aportes directamente científicos y otras por su ayuda y soporte en lo anímico, que a veces se vuelve una barrera que parece imposible de superar. A todos ellos mi agradecimiento de corazón.

Mi agradecimiento especial a Raúl Lavado por su ayuda, contención y paciencia en todo este proceso. Gracias Raúl por su calidad de persona y no dudar de mí, hasta cuando yo lo hacía.

A mi consejero de estudios Gerardo Rubio por sus valiosos aportes y consejos.

A mi compañera, pero más valioso que eso mi amiga, Carina Álvarez. Su ayuda y aguante tanto en cuestiones científicas como personales facilitó las cosas para que esto fuera posible.

A Pablo Prystupa, Flavio Gutiérrez Boem, María Marta Caffaro y Marta Zubillaga por sus invaluable aportes y sugerencias. A Nidia Pinausig, Daniela Noikoff y Alicia Ponce por colaboración en cuestiones de logística.

Gracias a todos mis compañeros de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, que hicieron las cosas más fáciles y amenas.

A Alicia Hirschhorn por su amistad y aliento para que terminara esta tesis.

A todos los establecimientos que me abrieron sus puertas para poder desarrollar los ensayos realizados y las personas que colaboraron en los muestreos.

A Fabricio, mi vida, que con su amor y paciencia no me dejó bajar los brazos.

A mi mamá María Jesús que sin ella nada hubiera sido posible, y en algún lugar debe sentirse muy orgullosa.

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

Artículos en revistas con referato

- Rimski-Korsakov, H.**, Rubio, G., Lavado, R.S. 2004. Potential nitrate losses under different agricultural practices in the Pampas Region, Argentina. *Agricultural Water Management* 65: 83-94.
- Delgado, J.A., Shaffer, M., Hu, C., Lavado, R.S., Cueto Wong, J., Joosse, P., Li, X., **Rimski-Korsakov, H.**, Follett, R., Colon, W., Sotomayor, D. 2006. A decade of change in nutrient management: A new Nitrogen Index. *Journal of Soil and Water Conservation* 61: 66-75.
- Álvarez, C.R., **Rimski-Korsakov, H.**, Prystupa, P., Lavado, R.S. 2007. Nitrogen dynamics and losses in direct drilled maize systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38: 2045-2059.
- Delgado, J.A., Shaffer, M., Hu, C., Lavado, R., Cueto Wong, J., Joosse, P., Sotomayor, D., Colon, W., Follett, R., DelGrosso, S., Li, X., **Rimski-Korsakov, H.** 2008. An index approach to assess nitrogen losses to the environment. *Ecological Engineering* 32: 108-120.
- Rimski-Korsakov, H.**, Rubio, G., Lavado, R.S. 2009. Effect of Water Stress in Maize Crop Production and Nitrogen Fertilizer Fate. *Journal of Plant Nutrition* 32: 565-578.
- Rimski-Korsakov, H.**, Rubio, G., Lavado, R.S. 2012. Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 93: 253-263.
- Rimski-Korsakov, H.**, Zubillaga M.S., Landriscini M.R., Lavado R.S. 2014. Nitrate leaching in maize and cover crop sequence in the Pampas. *Soil and water conservation* (Enviado).

Capítulos en libros

- Lavado, R.S., de Paz, J.M., Delgado, J.A., **Rimski-Korsakov, H.** 2010. Evaluation of Best Nitrogen Management Practices Across Regions of Argentina and Spain. En: Delgado, J.A., Follett, R.F. (Eds). *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*. Ankeny, Iowa. Soil and Water Conservation Society. pp: 313-342.

ÍNDICE GENERAL

Índice de cuadros.....	viii
Índice de figuras.....	x
Abreviaturas.....	xii
Resumen.....	xiii
Abstract.....	xiv
Capítulo 1. Introducción general.....	1
Capítulo 2. Factores ambientales y de manejo que inciden en la lixiviación de nitratos: determinación y modelización.....	7
2.1. Introducción.....	8
2.2. Objetivo e Hipótesis.....	11
2.3. Materiales y Métodos.....	11
2.4. Resultados y Discusión.....	18
2.5. Consideraciones finales.....	32
Capítulo 3. Lixiviación de nitratos y otros destinos del nitrógeno del fertilizante en maíz en condiciones de campo.....	33
3.1. Introducción.....	34
3.2. Objetivo e Hipótesis.....	37
3.3. Materiales y Métodos.....	37
3.4. Resultados y Discusión.....	41
3.5. Consideraciones finales.....	60
Capítulo 4. Destino del nitrógeno del fertilizante cuando el déficit hídrico y nitrogenado ocurren simultáneamente en maíz.....	62
4.1. Introducción.....	63
4.2. Objetivo e Hipótesis.....	64
4.3. Materiales y Métodos.....	64
4.4. Resultados y Discusión.....	66
4.5. Consideraciones finales.....	74
Capítulo 5. Destinos del nitrógeno del fertilizante en maíz con estrés hídrico seguido por un cultivo de cobertura.....	76
5.1. Introducción.....	77
5.2. Objetivo e Hipótesis.....	78
5.3. Materiales y Métodos.....	79
5.4. Resultados y Discusión.....	83
5.5. Consideraciones finales.....	100
Capítulo 6. Conclusiones generales.....	101
6.1. Síntesis y conclusiones generales de la tesis.....	102
6.2. Líneas de investigación futuras.....	107
Bibliografía.....	109

ÍNDICE DE CUADROS

Tabla 2.1. Localización, tipo de suelo, tipo de drenaje, contenido de materia orgánica, momento y profundidad de muestreo e historia del lote muestreado	14
Tabla 2.2. Variables independientes utilizadas en el análisis	15
Tabla 2.3. Rango de las variables utilizadas en el análisis.....	16
Tabla 2.4. Campañas, ubicación, precipitaciones y dosis de fertilización.....	17
Tabla 2.5. Rangos de materia orgánica, nitratos, pH, rendimientos del maíz y fechas de siembra y cosecha de los ensayos, utilizados para la simulación.....	17
Tabla 2.6. Nitrógeno lixiviado, profundidad de avance de los nitratos lixiviados y riesgo potencial de lixiviación simulados por el modelo NLEAP.	27
Tabla 2.7. Diferencias en el contenido de nitratos profundos y porcentaje perdido entre los dos momentos de muestreo.	30
Tabla 2.8. Nitratos residuales y lixiviados, de avance y riesgo de lixiviación simulados por el modelo NLEAP para diferentes situaciones pluviométricas.	31
Tabla 3.1. Principales características del perfil de suelo (Serie O'Higgins).....	38
Tabla 3.2. Principales indicadores de la fertilidad química del suelo.....	38
Tabla 3.3. Biomasa, concentración de N, N total, N derivado del suelo y del fertilizante en biomasa aérea, raíces y planta entera en floración.....	42
Tabla 3.4. Biomasa, concentración de N, N total, N derivado del suelo y del fertilizante en parte aérea vegetativa, raíces, marlos, granos a cosecha	45
Tabla 3.5. Pérdidas de amoníaco por volatilización derivadas del suelo, del fertilizante y totales (suelo+fertilizante)	56
Tabla 4.1. Características físico-químicas del sustrato utilizado.	64
Tabla 4.2. Biomasa, concentración de N, N total, N derivado del suelo y del fertilizante en biomasa aérea, raíces y planta entera en floración.....	66
Tabla 4.3. Análisis estadístico para el efecto de la disponibilidad de agua y nitrógeno sobre la biomasa, concentración de N, N absorbido total, derivado del suelo y del fertilizante, en biomasa aérea, raíces y planta entera en floración	67
Tabla 4.4. Pérdidas de amoníaco por volatilización derivadas del suelo y del fertilizante	72
Tabla 4.5. Análisis estadístico para el efecto de la disponibilidad de agua y nitrógeno sobre la volatilización total, derivado del suelo y del fertilizante.	72
Tabla 4.6. Concentración de nitratos residuales totales, derivados del suelo y del fertilizante en el suelo al finalizar el ensayo	73
Tabla 4.7. Análisis estadístico para el efecto de la disponibilidad de agua y nitrógeno sobre la concentración de nitratos totales, derivados del suelo y del fertilizante al finalizar el ensayo	73
Tabla 5.1. Principales características físicas y físico-químicas del perfil de suelo.....	79
Tabla 5.2. Principales indicadores de la fertilidad química del suelo.....	79

Tabla 5.3. Biomasa, concentración de N, N total, derivado del suelo y del fertilizante en biomasa aérea, granos en madurez fisiológica.....	85
Tabla 5.4. Análisis estadístico para el efecto de la disponibilidad de agua y nitrógeno sobre la biomasa, concentración de N, N total, derivado del suelo y del fertilizante, en biomasa aérea granos entera en madurez fisiológica.	85
Tabla 5.5. Análisis estadístico para el efecto de la disponibilidad de agua y nitrógeno en el contenido de nitratos total, derivados del suelo y del fertilizante, N orgánico total, N orgánico derivado del suelo y del fertilizante.	87
Tabla 5.6. Biomasa, concentración de N, N total, derivado del suelo y del fertilizante en biomasa aérea del raigrás	90
Tabla 5.7. Contenido de nitratos totales, derivados del suelo y del fertilizante al finalizar el cultivo de cobertura.....	91
Tabla 5.8. Análisis estadístico para el efecto de la disponibilidad de agua, nitrógeno y cultivo de cobertura en los nitratos totales, derivados del suelo y del fertilizante...	91

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Consumo de fertilizantes en la Argentina	2
Figura 1.2. Consumo de fertilizantes en los países desarrollados, en vías de desarrollo y total mundial	3
Figura 2.1. Distribución y clasificación de los nitratos en el suelo para maíz.....	10
Figura 2.2. Relación entre los nitratos de 0-150 cm de profundidad (A) y de 150-300 cm (B) observados y estimados para pastizales naturales.....	20
Figura 2.3. Relación entre los nitratos residuales (A) y los nitratos profundos (B) a cosecha de maíz con las precipitaciones	21
Figura 2.4. A) Relación entre el rendimiento del maíz y las precipitaciones B) Nitratos residuales observados y estimados a cosecha del maíz.....	22
Figura 2.5. Nitratos residuales observados y simulados a cosecha de la soja.	23
Figura 2.6. Nitratos residuales observados y predichos por el modelo NLEAP.....	24
Figura 2.7. Nitrógeno absorbido por tonelada de grano producido en función de la dosis de fertilización nitrogenada.....	25
Figura 2.8. Nitratos residuales observados y predichos sin incluir las dosis altas de fertilización	26
Figura 2.9. Precipitaciones medias, del periodo en estudio y evapotranspiración	28
Figura 2.10. Nitratos a cosecha de maíz en un Hapludol típico y un Argiudol típico en dos años consecutivos	29
Figura 3.1. Precipitaciones y evapotranspiración del cultivo	39
Figura 3.2. Diseño de las parcelas y ubicación de las posiciones de muestreo.	40
Figura 3.3. Importancia relativa del N derivado del suelo y del fertilizante en el N absorbido por la planta entera a floración, en relación a la dosis de N.....	43
Figura 3.4. Relación entre el N total, el derivado del suelo y el derivado del fertilizante acumulado en planta entera a floración, con la dosis de fertilización.....	43
Figura 3.5. Relación entre la biomasa total producida hasta madurez fisiológica y la dosis de fertilización	44
Figura 3.6. Relación entre el N total, el derivado del suelo y el derivado del fertilizante acumulado en planta entera a cosecha, con la dosis.	46
Figura 3.7. Importancia relativa del N derivado del suelo y del fertilizante en el N absorbido por la planta entera a madurez en relación a la dosis de N.	47
Figura 3.8. Evolución de N derivado del suelo y el derivado del fertilizante, absorbido a floración y a madurez fisiológica.....	48
Figura 3.9. A) Distribución de nitratos del suelo a siembra y a cosecha del maíz. B) Contenido de nitratos para cada tratamiento a cosecha de maíz.....	49
Figura 3.10. Nitratos naturales del suelo y provenientes del fertilizante (0-300 cm) a cosecha del maíz	50

Figura 3.11. A) Nitratos derivados del fertilizante (0-300 cm) a cosecha del maíz. B) Nitratos residuales (0-150 cm) provenientes del fertilizante a cosecha del maíz	51
Figura 3.12. A) Contenido de amonio promedio a la siembra y a la cosecha del maíz; B) Contenido de amonio para cada tratamiento a cosecha del maíz.....	52
Figura 3.13. Contenido de nitratos y amonio a la siembra (A) y a la cosecha (B).	53
Figura 3.14. A) Amoníaco volatilizado total en relación a la dosis de fertilización. B) Evolución del amoníaco volatilizado para distintas dosis.....	54
Figura 3.15. Evolución de la volatilización de amoníaco del suelo y del fertilizante ...	55
Figura 3.16. Nitrógeno orgánico derivado del fertilizante a cosecha	57
Figura 3.17. Destinos del N del fertilizante aplicado.....	59
Figura 3.18. Esquema del N derivado del fertilizante en los compartimentos remanentes y las salidas del sistema.....	60
Figura 3.19. N derivado del fertilizante absorbido en planta entera, volatilizado, en forma de nitratos e inmovilizado por la materia orgánica.....	61
Figura 4.1. Biomasa producida por la fracción aérea y radical en R1	67
Figura 4.2. Concentración de nitrógeno en la biomasa aérea y radical	68
Figura 4.3. Nitrógeno derivado del fertilizante y del suelo en la planta entera	69
Figura 4.4. Recuperación del fertilizante aplicado en la biomasa aérea y radical	70
Figura 4.5. Amoníaco volatilizado derivado del suelo y del fertilizante	71
Figura 4.6. Destinos del N del fertilizante aplicado.....	74
Figura 5.1. Precipitaciones y evapotranspiración	80
Figura 5.2. Diseño experimental	81
Figura 5.3. Esquema de la estructura armada para evitar el ingreso de agua	81
Figura 5.4. Nitrógeno derivado del suelo y del fertilizante acumulado en biomasa aérea total a cosecha del cultivo de maíz.....	86
Figura 5.5. Nitratos totales (A) y derivados del fertilizante (B) a cosecha de maíz.	87
Figura 5.6. Nitrógeno orgánico derivado del fertilizante a cosecha de maíz.....	88
Figura 5.7. Amoníaco volatilizado acumulado	88
Figura 5.8. Destinos del N del fertilizante aplicado	89
Figura 5.9. Nitratos derivados del fertilizante (0-150 cm) a cosecha del cultivo de cobertura.....	92
Figura 5.10. Nitrógeno orgánico (0 a 30 cm) derivado del fertilizante a cosecha del maíz y del cultivo de cobertura.	93
Figura 5.11. Flujos de N sin fertilización y sin estrés hídrico durante el maíz.....	96
Figura 5.12. Flujos de N sin fertilización y con estrés hídrico durante el maíz.....	97
Figura 5.13. Flujos de N con fertilización y sin estrés hídrico durante el maíz.....	98
Figura 5.14. Flujos de N con fertilización y con estrés hídrico durante el maíz.....	99

ABREVIATURAS

ANVA	Análisis de varianza
ArA	Contenido de arcilla del horizonte A
ARA	Contenido de arena del horizonte A
ArB	Contenido de arcilla del horizonte B
ARB	Contenido de arena del horizonte B
ArLiA	Contenido de arcilla+limo del horizonte A
ArLiB	Contenido de arcilla+limo del horizonte B
CC	Cultivo de cobertura
CE	Conductividad eléctrica
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
CO	Carbono orgánico del horizonte superficial
DMS	Diferencia mínima significativa
ETC	Evapotranspiración del cultivo
FN	Dosis de fertilización nitrogenada
LiA	Contenido de limo del horizonte A
LiB	Contenido de limo del horizonte B
MF	Momento de Fertilización
MO	Materia orgánica del horizonte superficial
MS	Materia seca
N ₀	N fácilmente mineralizable
NddF	Nitrógeno derivado del fertilizante
N-NH ₃	Nitrógeno en forma de amoníaco
N-NH ₄	Nitrógeno en forma de amonio
N-NO ₃	Nitrógeno en forma de nitratos
PA	Precipitaciones anuales (ciclo cultivo+barbecho previo)
PC	Precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo
R1	Estado fenológico de aparición de estigmas en maíz
Rto	Rendimiento en base seca
V6	Estado fenológico de seis hojas en maíz
VIF	Variance Inflation Factors

RESUMEN

La fertilización nitrogenada es esencial para satisfacer la demanda global de alimentos, pero es uno de los principales causantes de contaminación de acuíferos subterráneos con nitratos a nivel mundial y nacional. El objetivo de esta tesis fue determinar los principales factores condicionantes de la distribución y lixiviación de nitratos en suelos de la Pampa Ondulada y analizar los destinos del nitrógeno (N) de los fertilizantes. Se determinó a campo el contenido de nitratos en suelos en diferentes situaciones productivas y se realizaron experimentos a campo e invernáculo con fertilizantes marcados isotópicamente (^{15}N) para evaluar los destinos del mismo. Se utilizó el modelo NLEAP para simular la acumulación y lixiviación de nitratos en diferentes suelos. La precipitación pluvial fue el principal factor que determinó la lixiviación de nitratos en maíz, regulando la absorción de N por el cultivo y su desplazamiento vertical. La dinámica de los nitratos presentó pulsos de acumulación en el perfil o salida del mismo, cuando las precipitaciones fueron escasas o elevadas, respectivamente. La materia orgánica del suelo fue el principal destino del fertilizante ante un estrés hídrico en maíz, seguido por su acumulación en las plantas. Lo inverso ocurrió cuando no existió estrés hídrico. El N lixiviado, derivado del fertilizante aplicado en una determinada campaña agrícola fue mínimo, en relación a las pérdidas del N de fuentes preexistente en el suelo. Los Argiúdoles (texturas más finas) fueron más susceptibles a sufrir pérdidas por lixiviación que los Haplúdoles (texturas más gruesas). De acuerdo con el modelo utilizado, el período crítico para la ocurrencia de lixiviación de nitratos fue entre dos cultivos de verano. La inclusión de un cultivo de cobertura en dicho período redujo las pérdidas por lixiviación, incrementando la disponibilidad de N para un cultivo posterior. La retención del N del fertilizante en los residuos del cultivo de cobertura y en la materia orgánica del suelo podría atenuar la lixiviación de nitratos sólo en un corto plazo. El modelo de simulación utilizado fue apto para estimar situaciones de pérdidas de N, cuando las dosis de fertilización fueron las normales en la región.

Palabras Clave: nitratos, lixiviación, contaminación de acuíferos, destinos del fertilizante, ^{15}N

ABSTRACT

Nitrogen fertilization is essential to meet the global demand of food, but it is one of the main causes of contamination of aquifers with nitrates in the world and in our country. The objective of this thesis was to determine the main factors, environmental and management, that regulates the vertical distribution and leaching of nitrate in soils of the Rolling Pampa, and analyze the fate of nitrogen (N) from fertilizers. The content of nitrates in soil was determined under field conditions in different agricultural settings. Additional experiments involving fertilizers marked isotopically (^{15}N) were performed in the field and in the greenhouse. NLEAP model was used to simulate the accumulation and nitrate leaching in different soils. Rainfall was the main factor regulating nitrate leaching in maize crops and two associated process: N crop uptake and nitrates vertical distribution. Accumulation of nitrate in the root exploration zone was verified under low rainfall conditions. The opposite occurred in rainy periods: nitrate migrate out from this zone. The soil organic matter was the main destination of N from fertilizer in water stressed maize, followed by its accumulation in plants. The opposite order of destination occurred in non waters stressed maize. Leaching of N derived from the fertilizer applied in a particular agricultural campaign was minimal in relation to losses from pre-existing N sources. The Argiudolls (finer textures) were more susceptible to suffer losses by leaching than the Hapludoles (coarser textures). In accordance with the model used, the critical period for the occurrence of nitrate leaching was identified between two summer crops. The inclusion of a cover crop in this period could reduce losses by leaching, and increased the availability of N for a subsequent crop. The retention of N from fertilizer on the cover crop residues and soil organic matter could lessen leaching of nitrates only in the short term. The model was suitable to simulate situations of N losses, when doses of fertilization were normal in the region.

Key words: nitrate, leaching, contamination, fate of fertilizers, ^{15}N

INTRODUCCIÓN GENERAL

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Los fertilizantes nitrogenados en la Región Pampeana y el mundo

El nitrógeno (N) es un nutriente esencial para las plantas, formando parte de aminoácidos, proteínas, clorofila, enzimas, ácidos nucleicos, hormonas y otros compuestos. Es el nutriente normalmente más requerido por las plantas, sólo superado en algunas excepciones por el potasio (Hawkesford et al., 2011). En la Región Pampeana, al igual que en la mayor parte de los sistemas productivos del mundo, se lo ha definido como el segundo factor limitante para el crecimiento de los cultivos, después del agua (Álvarez y Grigera, 2005; Magrin et al., 2005). En el pasado el N no era limitante en los suelos pampeanos debido a: su alta fertilidad natural, el uso de rotaciones con largos períodos con especies leguminosas y a cultivos con menores requerimientos nutricionales que los actuales (Lavado y Taboada, 2009; Álvarez et al., 2012). Por otro lado, una relación de precios insumo/producto desfavorable a la utilización de insumos, fue otro de los factores que contribuyó a la escasa difusión de la fertilización hasta comienzos de la década de 1990 (Lavado y Taboada, 2009). De esta forma, la producción agrícola en la región fue a costa del agotamiento de los suelos, y la fertilización nitrogenada en la Argentina fue una práctica poco común hasta la fecha mencionada (Figura 1.1). En la actualidad, aunque la aplicación de N se encuentra generalizada (FERTILIZAR, 2014), no se llega a reponer al suelo todo el N exportado en los productos cosechados, al igual que los demás nutrientes, siendo el balance negativo para todos ellos (García y González Sanjuan, 2010).

En la campaña 2012/13, el 72% de la superficie total sembrada de nuestro país fue fertilizada (FERTILIZAR, 2014). En dicha campaña, el maíz y el trigo fueron los cultivos con mayor proporción de superficie fertilizada en relación a la sembrada, 91 y 89%, respectivamente. Los fertilizantes nitrogenados son los más utilizados y representan el 79% del total consumido en la Argentina (Figura 1.1) (FAO, 2014). Entre ellos, la urea es el fertilizante más difundido.

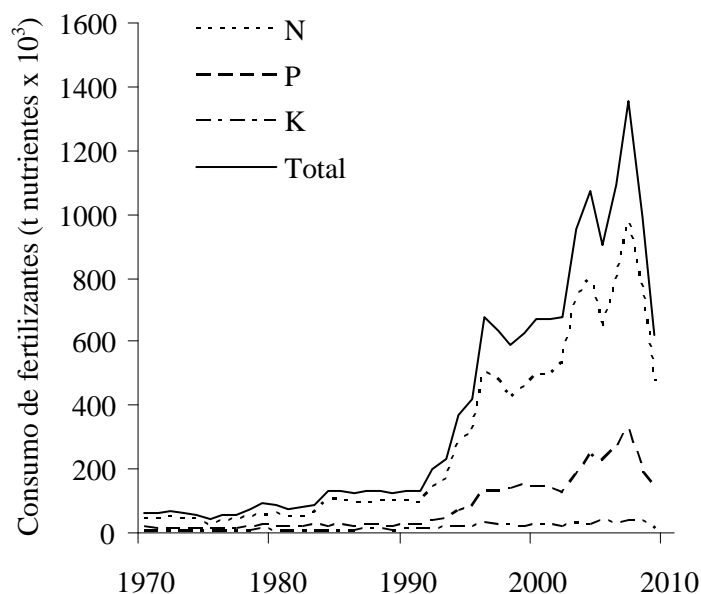


Figura 1.1. Consumo de fertilizantes en la Argentina (FAO, 2014). Expresados en toneladas de nutrientes (N, P y K).

Si bien el consumo de fertilizantes en nuestro país presenta una tendencia en alza

desde comienzos de la década de 1990, existen grandes variaciones anuales (Figura 1.1), vinculadas, entre otros motivos, a fenómenos de adversidades climáticas y/o relaciones de precios desfavorables. Cabe indicar que la difusión del uso de fertilizantes en la Argentina fue más tardía a la que tuvo lugar en la mayoría de los países. A nivel mundial existió una tendencia creciente en el consumo de fertilizantes desde la década de 1960 (Figura 1.2). El panorama comenzó a cambiar hacia la década de 1990 (IFA, 2012). Mientras que en los países en vías de desarrollo la tendencia al aumento de consumo se mantuvo y continúa hasta la actualidad, en los países desarrollados el consumo tuvo una drástica caída para luego relativamente estabilizarse (Figura 1.2). Uno de los motivos de dicha reducción fue la concientización sobre los problemas de contaminación ambiental generados por el uso de fertilizantes en dosis excesivas, particularmente en el caso de los fertilizantes nitrogenados. En este aspecto se destaca la contaminación de acuíferos subterráneos generada por la lixiviación de nitratos.

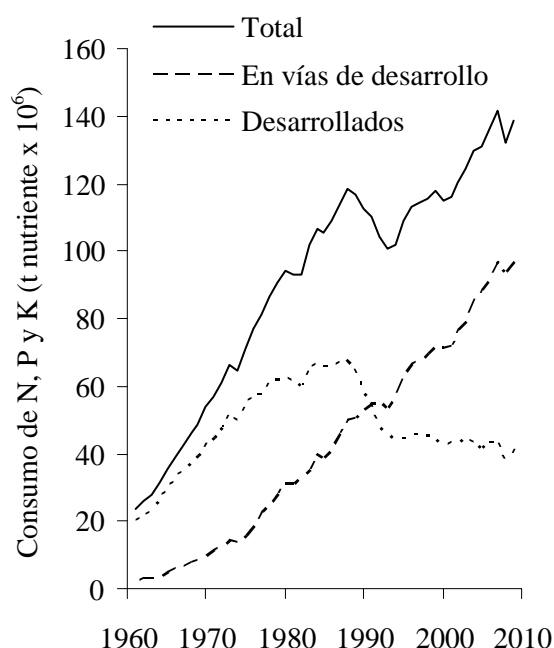


Figura 1.2. Consumo de fertilizantes en los países desarrollados, en vías de desarrollo y total mundial. Valores expresados en nutrientes (N+P+K) (IFA, 2012).

1.2. Uso de fertilizantes nitrogenados: beneficios y riesgos

Los fertilizantes son una herramienta imprescindible para mantener altos niveles de producción, pero también son un factor de riesgo ambiental. Esa es una de las razones por la cual se enfatiza la necesidad de un manejo equilibrado y sustentable de los mismos. Erisman et al. (2008), estimaron que los fertilizantes nitrogenados sostuvieron la alimentación del 27% de la población mundial durante el siglo pasado, lo que equivale a alrededor de 4 mil millones de personas nacidas desde 1908. También estimaron que en el año 2008, los fertilizantes nitrogenados fueron responsables de la alimentación del 48% de la población mundial.

En zonas agrícolas los fertilizantes son una de las causas más importantes de la acumulación de nitratos en aguas subterráneas (Keeney y Follet, 1991; Archer y Thompson, 1993; Stone et al., 1998). Lord y Michel (1998), detectaron una relación directa entre el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados y las pérdidas de nitratos por lixiviación. También, cuando son aplicadas en dosis excesivas, las enmiendas orgánicas (p.e. compost, estiércol y cama de pollo) pueden contribuir significativamente a las

pérdidas de nitratos por lixiviación. Esta situación es muy común en planteos productivos agrícolas intensivos (Kirchmann y Bergstrom, 2001). Otro de los orígenes de nitratos en los acuíferos es la mineralización de la materia orgánica el suelo y la consecuente liberación de nitratos. En situaciones productivas donde el uso de fertilizantes es escaso o nulo este es el principal origen de nitratos en los acuíferos (Addiscott, 1996; Andriulo et al., 2002; Ghiberto et al., 2009). En zonas urbanas o industriales también puede haber niveles de nitratos elevados en los acuíferos, por diversas causas (p.e. rellenos incontrolados, líquidos cloacales, efluentes industriales) (Wakida y Lerner, 2005). Como surge de lo anterior, en el proceso de lixiviación son muchos los factores que intervienen. Esto hace que su estimación sea compleja, lo que provoca dificultades a la hora de generar estrategias de manejo que minimicen dichas pérdidas. En tal sentido, el uso de los modelos predictivos y de simulación se difundió ampliamente (Aller et al., 1985; Follett et al., 1991; Stone et al., 1998). Estos modelos permiten generar rápidamente análisis a corto o largo plazo, reduciendo la necesidad de realizar estudios directos que requieren gran cantidad de tiempo y esfuerzo, pudiendo ser usados para determinar estrategias de manejo que reduzcan el riesgo de lixiviación manteniendo los rendimientos de los cultivos.

1.3. Problemas originados por aguas con exceso de nitratos

El exceso de nitratos en aguas subterráneas es un problema de contaminación ambiental de origen antrópico que despierta gran preocupación a nivel mundial. A pesar de ser un producto normal del metabolismo humano, cuando la concentración de nitratos en las aguas de bebida supera ciertos límites se los considera potenciales causantes de trastornos para la salud humana. Ese límite es $10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ l}^{-1}$ para la Organización Mundial de la Salud y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (OECD, 1986; USEPA, 1995). El Código Alimentario Argentino establece como máximo un valor de nitratos de $45 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (equivalente a 10 mg N-NO_3) en agua destinada a consumo humano (CAA, 1969).

Uno de los principales trastornos en la salud atribuido al consumo de aguas con excesos de nitratos es la metahemoglobinemia. Este trastorno consiste en la disminución de la capacidad de transporte de oxígeno en la sangre, siendo los niños los más susceptibles (Knobeloch et al., 2000). También se vincularon otras patologías con el consumo de aguas con excesos de nitratos: problemas en las tiroides (van Maanen et al. 1994), diabetes (Parslow et al., 1997), linfoma no-Hodgkin (Weisenburger, 1990) y cáncer (Hill et al., 1973; De Roos et al., 2003). A pesar de lo expuesto, en la actualidad se ha propuesto la revisión del límite impuesto para el nivel de nitratos en aguas de bebida (Powlson et al., 2008). Esto se origina en discusiones sobre la certeza de las conclusiones de los trabajos mencionados, ya que se cuestiona que fueran originadas en estudios puntuales, sin un número suficiente de casos analizados. También se cuestiona que se acredite a los nitratos el origen de las patologías mencionadas, pues las mismas pueden ser consecuencias de otras sustancias o bacterias presentes en el agua.

1.4. La contaminación con nitratos: aspectos económicos

Cuando los acuíferos presentan niveles excesivos de nitratos, las técnicas para su recuperación son muy costosas, no son normalmente accesibles y en muchos casos imposibles de aplicar (Lewandowski et al., 2008). Por otro lado, además de los perjuicios por los posibles problemas en la salud generados por el consumo de aguas con altos niveles de nitratos, toda vía de pérdida de N del sistema implica una pérdida económica. Dichas pérdidas pueden surgir de los fertilizantes aplicados o de la mineralización del N orgánico (Andriulo et al. 2002; Portela et al., 2006). Por un lado,

las pérdidas desde los fertilizantes implican una disminución en la eficiencia en el uso de un insumo que posee un costo (Li et al., 2007). Por otro lado, las pérdidas de nitratos provenientes del N orgánico conllevan al agotamiento de los suelos y por lo tanto a una reducción en los rendimientos, o sea un menor ingreso, a no ser que se aumente la dosis de fertilización, incrementándose los costos.

1.5. La lixiviación de nitratos en la Argentina

En la Argentina se desarrollaron trabajos de investigación que estudiaron la problemática de la lixiviación de nitratos por casi 40 años. Los primeros trabajos concluyeron que las pérdidas de nitratos por lixiviación eran poco significativas (Giambiagi et al., 1976; Conti et al., 1985; Pena y Conti, 1985; González Montaner et al., 1991). Sin embargo, los trabajos más recientes registraron la existencia de pérdidas significativas de nitratos por lixiviación, y que este proceso es una causa potencial de contaminación de los acuíferos subterráneos con nitratos (Costa y Vidal, 1998; Costa et al., 2000; Andriulo et al., 2000; Portela et al., 2006; Aparicio et al., 2008). A la vez, en diferentes puntos del país se han reportado numerosas situaciones con niveles de nitratos en el agua superiores a los admisibles para el consumo, aunque las causas son muy variables, incluyendo pérdidas cloacales (Costa y Vidal, 1998; Herrero et al., 1998; Hure et al., 1998; Auge y Nagy, 1999; Andriulo et al., 2000; Costa et al., 2000; Herrero et al., 2000 a,b; Costa et al., 2002a; Galindo et al., 2007; García, 2007; Carbó et al., 2009; Portela et al., 2009; Gómez y Damilano, 2010).

La existencia de este problema encuentra a la Argentina desprovista de un soporte legal que regularice el uso sustentable de los fertilizantes. La Ley Nacional referida a los fertilizantes es la N° 20.466, con su Decreto Reglamentario N° 4.830, del 23 de mayo de 1973. Esta Ley no hace referencia a ninguna forma de reglamentación que oriente el uso de los fertilizantes. Por otro lado, la Ley General del Ambiente (Ley N° 25.675) y el Decreto Nacional 2.413/2002, es muy general y sólo se establecen los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable del ambiente. Se define “daño ambiental” y se establece que el que lo cause será responsable de su restablecimiento. Sin embargo, la contaminación de acuíferos con nitratos es del tipo difusa, dificultando la definición del causante del daño. La Comunidad Económica Europea, con un conocimiento detallado del problema y entendiendo que las fuentes de agua trascienden las fronteras nacionales, estableció un enfoque conjunto para abordar los problemas de contaminación. Por ello, desarrollaron la Directiva 91/676/CE (CEMA, 1991) cuyo objetivo es reducir la contaminación provocada por nitratos de origen agrario, actuando preventivamente. Cada Estado miembro debió establecer códigos de buenas prácticas para los agricultores, que debían aplicarse con carácter voluntario en todo su territorio, y elaborar programas de acción específicos, cuya aplicación era obligatoria para los agricultores situados en zonas vulnerables a la contaminación con nitratos. Por ejemplo, en estos últimos casos se establecieron dosis máximas de aplicación de N. En relevamientos realizados en el período 2008-2009 se detectó que el 70% de los puntos de control tenía niveles de nitratos iguales o menores en comparación con el período 2000-2003 (CEMA, 2010). Por otro lado, tanto en Estados Unidos como en Canadá existen programas de “buenas prácticas” que apuntan a disminuir la contaminación de acuíferos con nitratos. Sin embargo en ninguno de los casos existen medidas de carácter obligatorio para mitigar dicho problema. En Nueva Zelanda se establecieron “zonas rojas” que no aceptan más nutrientes en las aguas, donde está prohibida la realización de cualquier actividad que aporte dichos nutrientes, por ejemplo las agrícolas.

No es posible simplemente disminuir el uso de fertilizantes, para disminuir el

riesgo de la contaminación de acuíferos, ya que ello conduciría a la disminución de los rendimientos y, a largo plazo, el agotamiento y la degradación de los suelos (Álvarez et al., 2012). Por lo anterior, surge la importancia de superar la información descriptiva del proceso de lixiviación que se cuenta hasta el presente, evaluando los factores predisponentes y las formas de reducir el problema.

1.6. Objetivo general

El **objetivo general** de esta tesis fue evaluar los principales factores ambientales y prácticas agrícolas que determinan la distribución y lixiviación de nitratos en suelos de la Pampa Ondulada. Como corolario de esta investigación se analizarán los destinos de los fertilizantes nitrogenados para detectar situaciones de riesgo y poder reducir sus pérdidas de los agrosistemas.

1.7. Diseño de la tesis

La tesis está compuesta por 6 capítulos. En la Introducción general, presentada en el Capítulo 1, se detalla la problemática de las pérdidas de nitratos por lixiviación a partir de información nacional como internacional. Como se refleja en los antecedentes recopilados existen numerosos factores que intervienen en este tipo de pérdidas y existe una gran dificultades de su cuantificación. Por eso, en el Capítulo 2 se estimó el contenido de nitratos y las cantidades perdidas por lixiviación a través de tres enfoques con diferentes complejidades. Se desarrollaron modelos explicativos para el nivel de nitratos residuales y profundos a partir de la detección de los factores que mejor los explicaban en tres situaciones (pastizales naturales, maíz y soja), en diferentes puntos de la región. También en dicho capítulo se evaluó la aptitud del modelo NLEAP para simular los nitratos residuales y lixiviados en maíz y se cuantificaron las pérdidas de nitratos profundos a partir del muestreo profundo de suelos en años consecutivos.

En los Capítulos 3, 4 y 5 se detallan experimentos donde se evaluaron los destinos del fertilizante utilizando N marcado isotópicamente en el cultivo de maíz. En estos capítulos se fue avanzando en el análisis. En el Capítulo 3 se evaluaron a campo los destinos (suelo, planta, aire) utilizando las dosis de fertilización típicas para la zona y otras superiores a las mismas, en situaciones sin estreses ambientales. En el Capítulo 4 se avanza un paso más y se evalúa el impacto del estrés hídrico en los destinos del fertilizante, trabajando con maíz en condiciones controladas. Por último en el Capítulo 5, profundizando el tema tratado en el capítulo anterior pero ahora a campo, se midieron los destinos del fertilizante aplicado a un maíz estresado hídricamente. Además, pasando de la descripción de procesos a su manejo, se determinó la eficiencia del uso de cultivos de cobertura para disminuir las potenciales pérdidas de nitratos residuales con posterioridad a la cosecha del maíz. Como cierre del capítulo y utilizando la información generada en el mismo y en los otros capítulos de la presente tesis, se esquematizaron los flujos de N (proveniente del suelo y del fertilizante) para las situaciones del presente experimento. Cuando no se contó con la información en los datos generados en la presente tesis, se recurrió a datos de la bibliografía. Para finalizar, en el Capítulo 6 se presentan las conclusiones finales alcanzadas a partir de la información generada en la tesis y se plantean futuras áreas de investigación.

**FACTORES AMBIENTALES Y DE MANEJO QUE INCIDEN EN LA
LIXIVIACIÓN DE NITRATOS: DETERMINACIÓN Y MODELIZACIÓN**

2.1. INTRODUCCIÓN

2.1.1. Factores naturales que afectan el proceso de lixiviación

La lixiviación de nitratos depende de su presencia en el perfil edáfico y de la existencia de una lámina de agua capaz de transportarlos a través del suelo (Vagstad et al., 1997). En suelos agrícolas este proceso está afectado por factores de origen natural y antrópico. Dentro de los factores naturales que intervienen en el proceso de lixiviación se pueden destacar los niveles e intensidades pluviométricas y las características de los suelos. Los balances hídricos positivos aumentan la probabilidad de lixiviación de nitratos por un incremento en la lámina de agua percolada (Wu et al., 1997; Gheysari et al., 2009). Dentro de las características edáficas que afectan la lixiviación se destacan la tasa de infiltración y la conductividad hidráulica. Ambas características, están relacionadas con la textura y estructura del suelo. La distribución de tamaño de partículas del suelo, la porosidad y la presencia de áreas de flujo preferencial afectan el movimiento del agua y, consecuentemente, el proceso de lixiviación (Oomen, 1995; Cameira et al., 2003). Debido a la alta proporción de poros gravitacionales, los suelos de textura arenosa son usualmente más susceptibles a la lixiviación que los arcillosos (Muchovej y Rechcigl, 1995). Wu et al. (1997), observaron que en suelos de textura gruesa hasta el 50% del nitrógeno (N) aplicado por fertilización puede ser lixiviado. Por otro lado, White (1985), indicó que suelos con 35% de arcilla lixivian seis veces menos nitratos que suelos con 10% de arcilla. Las características de la fracción arcilla también pueden incidir en la lixiviación de nitratos. Los procesos de expansión - contracción que sufren algunos suelos arcillosos, generan grietas y otros espacios de flujo preferencial (Dreccer y Lavado, 1993). Barbosa et al. (1999) encontraron una relación directa entre el contenido de arcillas expandentes y el volumen de grietas luego de un ciclo de secado. El flujo de agua a través de estas áreas puede transportar directamente los nitratos a la capa freática (Oomen, 1995).

2.1.2. Factores antrópicos que afectan el proceso de lixiviación

Las prácticas agrícolas interactúan con los factores naturales y, en conjunto, afectan la lixiviación de nitratos. Entre estas prácticas se encuentran la adición (fertilización) o remoción (p.e. extracción por cosechas y/o erosión) de N, cambios en la tasa de mineralización del N orgánico del suelo y la influencia en los distintos procesos hidrológicos edáficos. La falta de sincronización entre la presencia de nitratos en el perfil del suelo, provenientes de una fertilización o de la mineralización de la materia orgánica, y su demanda por los cultivos, es una de las razones que predispone a las pérdidas por lixiviación (Hill, 1982; Schepers et al., 1984; Magdoff, 1992). Cuando se roturan suelos que poseen contenidos elevados en materia orgánica, aunque no se utilicen fertilizantes nitrogenados, puede existir una importante migración de nitratos hacia las aguas subterráneas (Macdonald et al., 1989; Rossi et al., 1992). Andriulo et al. (2000) observaron que los valores elevados de nitratos en aguas subterráneas del área de Pergamino provinieron, en gran parte, de la lixiviación de nitratos originados por la mineralización de la materia orgánica lábil. También, observaron que el laboreo convencional con arado de reja y vertedera, largos períodos de barbecho y la quema de rastrojos, prácticas comúnmente utilizadas en el pasado, favorecieron este proceso de pérdida de nitratos. En concordancia, Costa et al. (2002a) determinaron que, además de los fertilizantes nitrogenados, la mineralización de la materia orgánica constituye el otro origen importante de los nitratos en los acuíferos subterráneos de la zona de Balcarce.

Los sistemas de producción agrícola que afectan los movimientos del agua del suelo (p.e. disminuyendo el escurrimiento y/o la evaporación) afectan la lixiviación de

nitratos (Peterson y Power, 1991). Por ejemplo, la siembra directa incrementa el contenido de agua del suelo y la proporción de canales estabilizados dentro del perfil del mismo. Estos canales, formados por raíces o lombrices, pueden incrementar la lixiviación potencial de los suelos, ya que pueden tener el mismo efecto en la movilidad de los solutos que las grietas (Drury et al., 1993). Por otro lado, la presencia de restos vegetales en superficie disminuye el escurrimiento superficial, incrementando la infiltración de agua, y disminuyendo la temperatura superficial y por lo tanto la evaporación edáfica. Ambos efectos, incrementan la humedad del suelo y como consecuencia la lixiviación potencial de nitratos en suelos manejados con siembra directa (Angle et al., 1989; Drury et al., 1993).

El riego es otra práctica que afecta el desplazamiento de nitratos. Cuando se producen excesos de agua, ya sea por sobredosificación de riego o por el efecto conjunto de riego y precipitaciones excesivas, se favorece el movimiento de nitratos hacia la profundidad del perfil. Muchas veces esos excesos hídricos son provocados con el fin de asegurar un adecuado balance de sales mediante la lixiviación de las mismas por debajo de la zona radical (Watts et al., 1997; Hu et al., 2005; Zhu et al., 2005). Hasta el presente, la tecnología del riego complementario no se ha expandido plenamente en la Región Pampeana, pero existe una tendencia de aumento, aunque no constante, en la superficie regada. El último relevamiento realizado y procesado en la región (año 2002) indicó 374 mil hectáreas regadas. Esto es un incremento del 60% en la superficie en relación al año 1998 (226 mil hectáreas) (INDEC, 1998; INDEC, 2002). También, en los últimos años ha habido un incremento en áreas irrigadas en sectores específicos de la región semiárida (Díaz Zorita, comunicación personal).

2.1.3. Los nitratos en el suelo

Los cultivos son grandes demandantes de nitratos, por lo que luego de la cosecha su concentración en el suelo generalmente es baja (Álvarez y Steinbach, 2012a). Sin embargo, las concentraciones de nitratos pueden resultar elevadas cuando las dosis de fertilizantes son excesivas, en relación a la demanda del cultivo, o cuando el cultivo fertilizado no alcanzó el rendimiento previsto, por ejemplo ante algún tipo de estrés (Liu et al., 2003; Gheysari et al., 2009). Como se verá en los Capítulos 4 y 5, ante situaciones con estrés hídrico aumenta la cantidad de nitratos en el suelo al finalizar el cultivo. Se asume que los nitratos disponibles para los cultivos son los que se encuentran en los estratos que poseen cantidades significativas de raíces. En el caso del maíz esta profundidad es considerada dentro de los primeros 150 cm del suelo (Follett et al., 1994). Los nitratos dentro de esta profundidad, a cosecha del cultivo, son los llamados nitratos residuales (Figura 2.1). Estos nitratos aún pueden ser absorbidos por las plantas, por ello no se los considera lixiviados. Sin embargo, son susceptibles de lixivarse especialmente durante el barbecho. De existir vegetación activa en ese período, los nitratos pueden ser absorbidos y disminuir su riesgo de lixiviación (Di y Cameron, 2002). Schepers et al. (1991), encontraron una relación directa entre el nivel de nitratos residuales y el contenido de nitratos en los acuíferos subterráneos.

Los nitratos profundos, ubicados por debajo de los nitratos residuales tienen baja posibilidad de ser absorbidos por el cultivo, por lo que se los considera lixiviados (Pionke y Lowrance, 1991). Se denomina nitratos profundos a los que se encuentran entre la profundidad radical (150 cm de profundidad, en el caso del maíz) y los 300 cm (Figura 2.1). Estos nitratos forman parte de los denominados nitratos lixiviados, pero no constituyen su totalidad, ya que no incluyen a los que se encuentran en la zona vadosa o ya dentro de los acuíferos. La cuantificación de los nitratos profundos, es usada para predecir la potencial contaminación de acuíferos, ya que su pasaje por esta zona tiene

como destino principal el acuífero (Katupitiya et al., 1997; Hadas et al., 1999). Por lo tanto, esta información es utilizada para comparar la pérdida de nitratos entre distintos manejos y condiciones ambientales (Costa et al., 2002a). Sin embargo, se trata de una medida indirecta con limitaciones, ya que el nivel de nitratos profundos depende de una serie de factores con alta variabilidad, como ser las precipitaciones y la textura del suelo (Gehl et al., 2006).

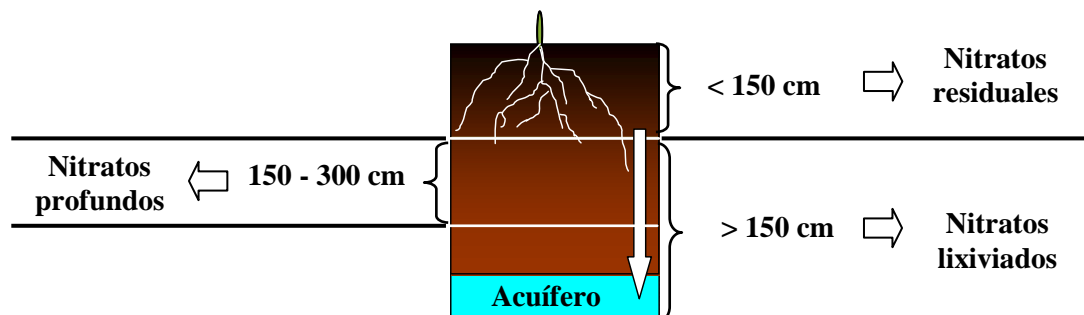


Figura 2.1. Distribución y clasificación de los nitratos en el suelo. Las profundidades son aplicables al cultivo de maíz.

2.1.4. Modelos explicativos y predictivos del nivel de nitratos

De acuerdo con lo considerado previamente, numerosos factores afectan la concentración de nitratos residuales y profundos. Para generar estrategias que mitiguen las pérdidas por lixiviación, es de gran valor conocer el sentido y magnitud de dichos factores. En este contexto, el uso de regresiones lineales múltiples puede ser útil para detectar las variables independientes que mejor explican una variable dependiente, como son los nitratos residuales y profundos (Minshew et al., 2002). Por otro lado, estas regresiones pueden ser utilizadas para generar modelos predictivos, de uso y construcción más sencillos que los modelos de simulación. Además, estas ecuaciones suelen constituir la base de los modelos de simulación.

Los modelos de simulación integran un gran número de variables relacionadas con las características de cada sistema. El uso de estos modelos se encuentra ampliamente difundido, y permite generar rápidamente análisis a corto o largo plazo, contribuyendo a reducir la necesidad de realización de estudios directos que requieren gran cantidad de tiempo, dinero y esfuerzo. Un ejemplo específico de ellos es el NLEAP, *Nitrate Leaching and Economic Analysis Package* (Follett et al., 1991). Este modelo fue desarrollado con el fin de estimar la lixiviación de nitratos asociada con diferentes prácticas agrícolas. Combina información básica de prácticas de manejo, suelo y clima para luego estimar el potencial de lixiviación de nitratos de cada sitio. Los procesos modelados para llegar a los valores de lixiviación, incluyen el movimiento de agua y nitratos, la absorción por el cultivo, la desnitrificación, la volatilización, la mineralización de la materia orgánica del suelo, la nitrificación y la mineralización-inmovilización asociada con los residuos de la cosecha, estiércoles y otros residuos orgánicos. Hasta el momento, las aplicaciones más importantes del modelo NLEAP han sido la determinación de estrategias de manejo tendientes a minimizar el riesgo de lixiviación de nitratos sin reducir los rendimientos de los cultivos. Por ejemplo, fue utilizado para determinar: los momentos del año en que se incrementa el riesgo de lixiviación, y de esta forma, planificar la estrategia más adecuada de fertilización (Shaffer et al., 1994a; Delgado et al., 2008); el beneficio de uso de manejos sitio-específicos para reducir la lixiviación de nitratos (Delgado y Bausch, 2005; Delgado et al., 2005); la detección de áreas de alto riesgo de contaminación de acuíferos por el uso de fertilizantes, mediante estimaciones a largo plazo (Shaffer et al., 1993; 1994b); el

impacto de diferentes condiciones climáticas y de fertilización sobre la lixiviación en maíz (Follett et al., 1994; Follett, 1995); y la evaluación del impacto de la aplicación de dosis variables de fertilización sobre la lixiviación en trigo (Ersahin, 2001), dosis, momento óptimo de fertilización y cronograma de riego en tomate (Ersahin y Karaman, 2001; Karaman et al., 2005), lechuga, papa, cebada y colza (Delgado et al., 2000).

El NLEAP tiene tres niveles de análisis: anual, mensual y por evento de precipitación. El enfoque anual usa balances de agua y de N simplificados y da como resultado sólo una estimación general del potencial de lixiviación de nitratos. Los enfoques mensuales y por eventos de precipitaciones son más complejos que el anterior y pueden usarse para mostrar los efectos de estrategias de manejo sobre la lixiviación potencial. El análisis mensual calcula la lixiviación considerando los efectos estacionales y mensuales de precipitaciones, temperatura, evapotranspiración, y el manejo agrícola utilizado. El análisis por evento de precipitación estima la lixiviación por un balance de agua y N de cada evento pluviométrico, fertilización y labranza.

2.2. OBJETIVO E HIPÓTESIS

2.2.1. Objetivo general

El **objetivo general** de este capítulo fue determinar y modelizar los factores ambientales y de manejo que inciden en el contenido de nitratos residuales y profundos de los suelos en situaciones representativas del norte de la Región Pampeana.

2.2.2. Objetivos específicos

- i) Desarrollar ecuaciones que permitan explicar la variabilidad del contenido de nitratos en distintos suelos, a partir de variables climáticas, edáficas y de manejo en la Región Pampeana. Definido de ahora en más como “*Desarrollo de modelos explicativos*”.
- ii) Determinar la aptitud del modelo NLEAP para simular los nitratos residuales a cosecha de maíz en la pampa ondulada y detectar las condiciones que llevan a la acumulación de dichos nitratos. Definida de ahora en más como “*Modelo NLEAP*”.
- iii) Cuantificar las pérdidas de nitratos en dos suelos con diferentes características, pero sujetos a similares historias de manejo, fertilización e irrigación. Definido de ahora en más como “*Cuantificación experimental de la lixiviación de nitratos*”.

2.2.3. Hipótesis

- a) La cantidad de nitratos residuales y profundos en situaciones agrícolas es explicada por la dosis de fertilización utilizada, la textura del suelo y el nivel de precipitaciones. En situaciones de pastizal natural, los nitratos residuales son explicados por el nivel de materia orgánica del suelo, la textura y las precipitaciones.
- b) El modelo NLEAP simula adecuadamente los nitratos residuales en el cultivo de maíz, en diferentes ambientes y manejos de la Región Pampeana.
- c) Las pérdidas de nitratos por lixiviación (diferencia en el contenido de nitratos profundos entre dos años), son mayores en suelos con mayores contenidos de arena que en aquellos con mayor contenido de arcilla.

2.3. MATERIALES Y MÉTODOS

2.3.1. Sitios de muestreo y diseños experimentales

Para cumplir con los objetivos planteados se trabajó en lotes en producción y en experimentos con diferentes suelos y condiciones de manejo, a lo largo de varios años. Se realizaron muestreos en las localidades de Alberti, Pergamino, Olmos, Rafael

Obligado, Junín y Chivilcoy (Provincia de Buenos Aires) y Gualaguay (Provincia de Entre Ríos). Con estos muestreos se intentó representar las principales condiciones de suelos de la Región Pampeana norte y Entre Ríos (en este caso con un solo suelo). En la Tabla 2.1 figuran las características de cada sitio de muestreo. Las historias previas y tratamientos de cada sitio fueron:

Sitios 1 y 2: Establecimientos ubicados en las cercanías a las ciudades de Alberti y Pergamino. Excepto el pastizal natural, todos los lotes provenían de maíz y la fuente de fertilización utilizada fue urea. Las situaciones seleccionadas fueron:

- Pastizal natural (PN): Pastizales naturales ligeramente pastoreados, nunca arados o fertilizados.
- Corta historia de fertilización (CHF): 4 años de fertilización previos al muestreo con dosis promedio de $110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en Alberti y $130 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en Pergamino.
- Larga historia de fertilización (LHF): 12 años de fertilización previos en Alberti y 10 años en Pergamino. Las dosis de fertilización fueron las mismas que en CHF.
- Riego (R): 12 años de fertilización y 8 de irrigación en Alberti y 10 años de fertilización y 6 de irrigación en Pergamino. La dosis de fertilización promedio fue de $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, el riego fue complementario por aspersión, en ambos casos.

Al ser imposibles replicar los lotes con sus manejos e historia, la unidad de muestreo es el lote y los resultados son considerados pseudoréplicas (Hurlbert, 1984).

Sitio 3: Experimento desarrollado en la localidad de Chivilcoy con maíz, con antecesor soja. La fertilización fue con urea aplicada en V6. Los tratamientos fueron:

- N0: Cultivo de maíz sin fertilizar.
- N70: Cultivo de maíz fertilizado con una dosis de 70 kg N ha^{-1} .
- N140: Cultivo de maíz fertilizado con una dosis de 140 kg N ha^{-1} .
- N250: Cultivo de maíz fertilizado con una dosis de 250 kg N ha^{-1} .

El diseño experimental fue en bloques al azar, con cuatro repeticiones.

Sitio 4: Establecimiento situado en la localidad de Gualaguay. Situaciones muestreadas:

- Pastizal natural (PN): Pastizal natural, nunca fertilizado, ligeramente pastoreado.
- Lote Agrícola (LA): Muestreo a cosecha de soja. Previo a la soja hubo maíz 5 años fertilizado con urea (150 kg N ha^{-1} , en promedio). La soja no se fertilizó.
- Riego (R): Manejo e historia igual al anterior, pero con riego complementario por aspersión en los 5 años previos al muestreo.

Al igual que en los sitios 1 y 2, en este sitio se contó con tres pseudoréplicas de cada una de las tres situaciones muestreadas.

Sitio 5: En localidad de Olmos, se trabajó en un ensayo con un diseño experimental en bloques al azar, con tres repeticiones por tratamiento. El muestreo se realizó a cosecha de soja. La soja fue precedida por dos campañas con maíz. Los tratamientos fueron:

- Testigo: cultivo de soja sin fertilizar.
- N170: soja fertilizada a la siembra con 170 kg N ha^{-1} . Fertilizantes aplicados: urea (250 kg ha^{-1}), nitrato de potasio (113 kg ha^{-1}) y fosfato diamónico (250 kg ha^{-1}).
- Bio1: soja con aplicación de biosólido a razón de 50 t ha^{-1} materia fresca (35% materia seca, 33% C, C/N=13) durante tres años consecutivos previos al ensayo.
- Bio2: soja con aplicación de biosólido a razón de 200 t ha^{-1} materia fresca (35% materia seca, 33% C, C/N=13) aplicados el año previo al ensayo.

En este sitio el horizonte superficial del suelo había sido removido y al momento del ensayo poseía el horizonte BA en superficie.

Sitios 6 y 7: En estos sitios, Rafael Obligado y Junín, el cultivo desarrollado fue soja, y anteriormente maíz, en ambos casos. En los tratamientos fertilizados se utilizó urea. Los

tratamientos en los dos experimentos fueron:

- Testigo: cultivo de soja sin fertilizar.
- N50: Cultivo de soja fertilizado en comienzos de floración con 50 kg N ha⁻¹.
- N100: Cultivo de soja fertilizado en comienzos de floración con 100 kg N ha⁻¹.

En estos sitios se trabajó sobre experimentos cuyo diseño experimental fue en bloques al azar con cuatro repeticiones por tratamiento.

Tabla 2.1. Localización, tipo de suelo, tipo de drenaje, contenido de materia orgánica del horizonte superficial (MO), momento y profundidad de muestreo del suelo e historia previa del lote muestreado para los sitios de estudiados.

Sitio	1	2	3	4	5	6	7
Localidad	Alberti	Pergamino	Chivilcoy	Guaaleguay	Olmos	Rafael Obligado	Junín
Localización	35° 02'S 60° 17'O	33° 54'S 60° 35'O	35° 02'S 60° 06'O	39° 09'S 59° 20'O	33° 54'S 60° 35'O	34° 22'S 60° 48'O	34° 36'S 60° 58'O
Tipo de suelo	Hapludol típico	Argiudol típico	Argiudol típico	Argiudol vértico	Argiudol vértico	Argiudol típico	Hapludol típico
Drenaje	Algo a excesi- vamente drenado	Moderadamente bien drenado	Bien drenado	Moderadamente bien drenados	Moderadamente a bien drenado	Bien drenado	Bien a algo exce- sivamente drenado
MO	3.1%	2.9%	2.5%	3.4%	2.4%	3.1%	3.1%
Cultivo previo	Maíz y pastizal natural	Maíz y pastizal natural	Maíz	Soja y pastizal natural	Soja	Soja	Soja
Momento de muestreo	3/2000 y 5/2001	3/2000 y 5/2001	3/2002	3/2000	3/1998	3/1999	4/2000
Prof. muestreo	300 cm	300 cm	300 cm	300 cm	200 cm	150 cm	150 cm

2.3.2. Toma de muestras y determinaciones analíticas

Se muestrearon los suelos entre 3 y 7 días después de cosechados los cultivos o fecha equivalente en los pastizales naturales. Las muestras fueron tomadas a profundidades regulares de 33 cm usando un barreno profundo con un martillo percutor.

En cada muestra se determinó la concentración de nitratos mediante la técnica de diazotación con SNEDD sobre muestra húmeda (Daniel y Marbán, 1989). Para convertir la concentración de nitratos en masa de N se utilizó un valor de densidad aparente de 1.2 g cm⁻³ hasta los 60 cm y de 1.3 g cm⁻³ desde los 60 cm hasta los 300 cm (Rawls, 1983).

2.3.3. Desarrollo de modelos explicativos

Se desarrollaron modelos explicativos para las siguientes variables dependientes:

- *Nitratos residuales*: contenido de nitratos (kg N-NO₃ ha⁻¹) de 0 a 150 cm de profundidad, para tres situaciones: pastizal natural, cosecha de maíz y cosecha de soja
- *Nitratos profundos*: contenido de nitratos (kg N-NO₃ ha⁻¹) de 150 a 300 cm de profundidad. Como se indicó, se consideran lixiviados, pero no constituyen el total de los mismos. Se desarrollaron para las situaciones de: pastizal natural y cosecha de maíz.

Las variables independientes analizadas se detallan en la Tabla 2.2 y sus rangos en la Tabla 2.3.

Tabla 2.2. Variables independientes utilizadas en el análisis.

Variable		Definición	Unidades
Carbono orgánico	CO	Horizonte A	%
ArcillaA	ArA	Horizonte A	%
LimoA	LiA	Horizonte A	%
ArenaA	ARA	Horizonte A	%
Arcilla+LimoA	ArLiA	Horizonte A	%
ArcillaB	ArB	Horizonte B	%
LimoB	LiB	Horizonte B	%
ArenaB	ARB	Horizonte B	%
Arcilla+Limo b	ArLiB	Horizonte B	%
Rendimiento	Rto	Base seca	kg grano ha ⁻¹
Fertilizante nitrogenado	FN	Dosis de N	kg N ha ⁻¹
Precipitaciones del ciclo	PC	Del ciclo del cultivo	mm
Precipitaciones anuales	PA	Del ciclo cultivo+barbecho previo	mm
Momento de Fertilización	MF	Dummy: Maíz: 0:siembra; 1:V6	

Tabla 2.3. Rango de las variables utilizadas en el análisis. Med.: Valor promedio; Mín: Valor mínimo; Max.: Valor máximo.

Variable	Pastizal natural			Maíz			Soja		
	Med.	Mín.	Máx.	Med.	Mín.	Máx.	Med.	Mín.	Máx.
CO	2.12	1.45	2.81	1.61	1.42	2.21	1.72	1.30	2.32
ArA	25.1	20.7	33.3	22.8	16.0	41.9	28.6	21.4	41.9
LiA	52.6	36.0	66.0	47.4	36.0	66.0	44.6	38.3	64.5
ARA	22.2	2.2	43.3	29.8	7.6	46.5	26.6	2.2	40.3
ArLiA	77.7	56.7	97.8	70.2	53.6	92.2	73.2	59.7	97.8
ArB	33.8	22.7	43.2	30.8	22.7	43.2			
LiB	46.2	37.7	57.2	27.2	6.3	39.8			
ARB	20.1	2.0	39.6	42.0	35.7	50.5			
ArLiB	79.9	60.4	98.0	72.8	60.2	93.7			
Rto				8626	343	11697	2408	471	3820
FN				134	20	270	67	0	213
PC	459	298	604	617	343	849	602	377	800
PA	1016	560	1670	1160	560	1720	956	793	1174

2.3.4. Modelo NLEAP

Se simuló el contenido de nitratos residuales a cosecha de maíz con el modelo NLEAP y el tipo de análisis mensual (Follett et al., 1991). Para las simulaciones se utilizaron los resultados de los ensayos a campo de los sitios en los que se contaba con la información requerida por el modelo. Se utilizaron para las simulaciones los sitios 1 y 2 (campaña 2001) y el sitio 3 (campaña 2002). Adicionalmente, se utilizaron datos de otros autores, provenientes de resultados experimentales de sitios cercanos (Rodríguez y Lavado, 2005; Álvarez et al., 2007). En estos experimentos se utilizaron las mismas metodologías de muestreo y analíticas que en la presente tesis. En total se simularon seis ensayos de campo, desarrollados en cinco campañas consecutivas de maíz. El manejo de todas las situaciones consideradas fue bajo siembra directa y fertilización con diferentes dosis de N, aplicado como urea (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Campañas agrícolas, ubicación de los ensayos, precipitaciones registradas en el ciclo de cultivo y dosis de fertilización nitrogenada.

Campaña agrícola	Sitio	Lluvias (mm)	Dosis de N (kg N ha ⁻¹)	Origen de los datos
98/99	Salto	691	0, 120, 180	Rodríguez y Lavado, 2005
99/00	Salto	376	0, 120, 180	Rodríguez y Lavado, 2005
00/01	Alberti	627	110, 160	Presente tesis
00/01	Pergamino	905	130, 160	Presente tesis
01/02	Chivilcoy	616	0, 70, 140, 250	Presente tesis
02/03	Alberti	887	0, 60, 106	Álvarez et al., 2007

En la Tabla 2.5, se enumeran las principales variables requeridas por el modelo y los rangos observados en los diferentes ensayos.

Tabla 2.5. Rangos de materia orgánica, nitratos al inicio de la simulación (de 0-33 y 33-150 cm), pH, rendimientos del maíz y fechas de siembra y cosecha de los ensayos, utilizados para la simulación.

Variable requerida	Unidades	Rango
Materia orgánica	%	2.5-2.9
N-NO ₃ de 0-33 cm	kg N-NO ₃ ha ⁻¹	17.5 - 45.3
N-NO ₃ de 33-150 cm	kg N-NO ₃ ha ⁻¹	25.8 - 50.6
pH		5.4 - 6.8
Rendimiento maíz	kg ha ⁻¹	7700-14600
Fecha de siembra		2/9 -15/10
Fecha de cosecha		15/2 - 1/4

Las variables edáficas requeridas por el modelo determinadas al inicio de la corrida son: materia orgánica, nitratos, capacidad de intercambio catiónico (CIC), pH, densidad aparente, posición en el terreno, pendiente, N fácilmente mineralizable (N₀), clase de infiltración y drenaje, contenido de agua en capacidad de campo, contenido de agua en punto de marchitez permanente, agua disponible. Las variables climáticas que ingresan al modelo son datos mensuales de cantidad de días y nivel de precipitaciones, riego, temperatura, evapotranspiración potencial, coeficiente de cultivo. Las variables de manejo requeridas son: cultivo, rendimiento (objetivo o logrado), fecha de siembra y cosecha, deficiencias nutricionales, plagas, malezas o enfermedades, cobertura del cultivo anterior pre y post siembra y a cosecha, tipo de labranza, rotación, presencia de terrazas, drenajes, fertilización: dosis, fuente, momento, forma de aplicación y lluvias

post-fertilización.

Los nitratos residuales (0-150 cm) medidos a cosecha fueron relacionados con los simulados por el modelo.

2.3.5. Cuantificación experimental de la lixiviación de nitratos

Para la cuantificación de la pérdida de nitratos, se trabajó específicamente con los datos de los sitios 1 y 2 (Alberti y Pergamino) que contemplan dos años consecutivos de muestreos. Ambos sitios poseían una historia de cultivos y manejos similares, dosis de fertilización e irrigación equivalentes, pero sus suelos son taxonómicamente diferentes. El suelo de Alberti es un Hapludol típico, profundo, franco arenoso y muy bien drenado. El de Pergamino es un Argiudol típico, profundo, con mayores contenidos de arcillas y menor permeabilidad que el anterior. Los nitratos perdidos se cuantificaron realizando la diferencia en el contenido de nitratos profundos entre los dos años muestreados.

Las cantidades de agua aplicadas con el riego en el tratamiento bajo riego (R), durante el ciclo del primer maíz fueron de 80 mm en Alberti y 55 mm en Pergamino, dependiendo de los déficits hídricos calculados en los establecimientos. Durante el segundo año los requerimientos fueron menores y solo se aplicaron 15 mm en Alberti y 20 mm en Pergamino.

2.3.6. Análisis estadísticos

Para el desarrollo de modelos empíricos se utilizó el método de Stepwise de regresiones lineales múltiples (Neter et al., 1990). La autocolinealidad de las variables independientes fue chequeada por el valor VIF (Variance Inflation Factors) (Neter et al., 1990). Las variables incluidas en las regresiones presentaron $VIF < 2$. En todos los casos se cumplió con el requisito de normalidad de la distribución de los valores residuales de las regresiones, chequeada por el test de Shapiro-Wilk. Las pendientes e intercepciones con el origen entre los valores observados y predichos se compararon por test de t .

Para la cuantificación de la lixiviación en los estudios donde fue imposible repetir los lotes, su manejo e historia, la unidad de muestreo fue el lote y, como se adelantó, se trataron los resultados bajo la forma de “pseudoreplicación” (Wester, 1992). Se evaluó la homogeneidad de varianzas de los resultados mediante el test de Bartlett. Para proceder correctamente con el análisis estadístico, cuando las varianzas no fueron homogéneas se realizaron transformaciones logarítmicas de los datos analizados (Snedecor y Cochran, 1978). Utilizando estos valores se analizaron estadísticamente los resultados, realizando un análisis de varianza (ANVA) y las diferencias entre medias por DMS (diferencia mínima significativa).

2.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.4.1. Desarrollo de modelos empíricos explicativos

Los modelos explicativos del contenido de nitratos residuales y profundos se desarrollaron a partir de regresiones lineales múltiples en cada una de las situaciones analizadas: pastizales naturales, a cosecha de maíz y a cosecha de soja. A continuación se detallan, las variables independientes que se relacionaron en forma significativa con los nitratos mencionados.

2.4.1.1. Situación: Pastizal natural

Las variables que explicaron el contenido de nitratos hasta los 150 cm de profundidad, en suelos sin historia agrícola, fueron: i) en forma directa el contenido de

carbono orgánico y el contenido de arcilla+limo en el horizonte superficial y ii) en forma inversa, las precipitaciones de los doce meses previos al muestreo (Ecuación 2.1).

$$\begin{aligned} \text{N-NO}_3 \text{ 0-150 cm (kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}) &= -161.92 + 83.28 \cdot \text{CO (\%)} + 1.26 \cdot \text{ArLiA} \\ (\%) - 0.05 \cdot \text{PA (mm)} &\quad (R^2 = 0.97; p < 0.0001) \end{aligned} \quad (\text{Ecuación 2.1})$$

En la Figura 2.2A se muestra el ajuste entre los valores de nitratos residuales observados y estimados por el modelo propuesto en la Ecuación 2.1. La relación fue muy significativa y la ordenada al origen y la pendiente no difieren de 0 y 1, respectivamente. La materia orgánica fue el principal factor que explicó el contenido de nitratos residuales. La variabilidad de los mismos fue explicada en un 51% por el contenido de carbono orgánico de los primeros 30 cm del perfil del suelo. Los nitratos liberados por la mineralización de la materia orgánica pueden permanecer en el perfil si no son absorbidos por vegetales o no existen precipitaciones suficientes para desplazarlos hacia estratos más profundos. En pasturas con gramíneas perennes, Pociene y Pocius (2005), encontraron una relación positiva significativa entre el contenido de materia orgánica y el N lixiviado.

Por otro lado, existen mayores niveles de nitratos residuales con mayores contenidos de arcilla y limo en el horizonte superficial. Existen antecedentes que muestran menores niveles de lixiviación y mayor tiempo de permanencia de los nitratos en el suelo con mayores niveles de partículas finas en los horizontes superficiales (Vinten et al., 1994; Simmelsgaard, 1998). De esta forma, se incrementa el tiempo posible para ser absorbidos por las raíces o inmovilizados por los microorganismos edáficos (Portela et al., 2006), disminuyendo su riesgo de lixiviación.

Los menores contenidos de nitratos residuales, al incrementarse los niveles de precipitaciones durante los 12 meses previos al muestreo pueden tener dos razones complementarias. Por un lado, las mayores precipitaciones pueden haber incrementado la producción de biomasa vegetal y, por lo tanto, incrementado la absorción de nitratos. Por otro lado, los mayores niveles de precipitaciones pluviales pueden haber sido suficientes para desplazar los nitratos hacia capas más profundas del suelo, disminuyendo su contenido en los horizontes superficiales (Pociene y Pocius, 2005).

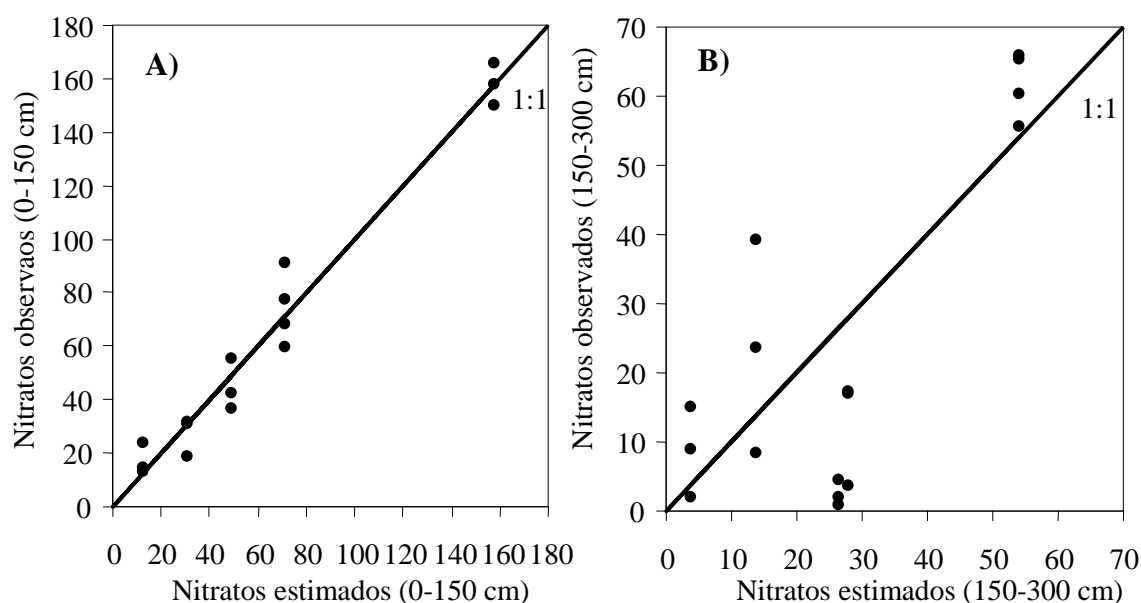


Figura 2.2. Relación entre los nitratos ($\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$) de 0-150 cm de profundidad (A) y de 150-300 cm (B) observados y estimados según los modelos de las ecuaciones 2.1 y 2.2 respectivamente, para pastizales naturales del norte de la Provincia de Buenos Aires y sur de Entre Ríos. Líneas: relación 1:1.

El contenido de nitratos profundos (150-300 cm) fue explicado en forma inversa y significativa por el nivel de precipitaciones del año previo al muestreo y el contenido de arcilla+limo del horizonte superficial (Ecuación 2.2). Esto último avalaría lo indicado anteriormente, en el sentido que los mayores contenidos de partículas finas en los horizontes superficiales del suelo reducen el movimiento de nitratos hacia estratos más profundos. Esto coincide con lo encontrado por Lund et al. (1974), quienes determinaron que la textura existente hasta los 180 cm explicaba un 86% la variabilidad de nitratos en los estratos inferiores: los nitratos disminuían linealmente con el incremento en el contenido de arcillas en los estratos superiores. Por otro lado, los mayores niveles de precipitaciones, al igual que en los primeros 150 cm del perfil, originaron un menor nivel de nitratos profundos.

El modelo propuesto en la ecuación 2.2 muestra un buen ajuste entre los nitratos profundos observados y estimados y la ordenada al origen y la pendiente no difieren de 0 y 1 respectivamente (Figura 2.2B).

$$\begin{aligned} \text{Nitratos 150-300 cm (kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}) &= 133.73 - 0.98 \cdot \text{ArLiA (\%)} - 0.03 \cdot \text{PA (mm)} \\ &\quad (R^2 = 0.59; p = 0.003) \quad (\text{Ecuación 2.2}) \end{aligned}$$

2.4.1.2. Situación: Nitratos a cosecha del cultivo de maíz

A cosecha del cultivo de maíz, el nivel de precipitaciones ocurridas durante los 12 meses previos al muestreo fue la única variable que ingresó en el modelo generado, explicando en forma inversa el contenido de nitratos residuales (Ecuación 2.3 y Figura 2.3A). Esto muestra que con mayores niveles de agua ingresada en el suelo, menor fue el contenido de nitratos residuales, independientemente de las variables edáficas. Considerando sólo las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo, sin tener en cuenta las del barbecho previo, la relación fue significativa ($p=0.001$), pero con un

ajuste menor ($R^2=0.54$). Esto estaría destacando que el nivel de humedad del suelo al inicio del ciclo del cultivo fue importante, seguramente influyendo en el rendimiento del maíz y, en forma paralela, en los nitratos residuales.

$$\text{Nitratos residuales (kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}) = 240.67 - 0.13 \cdot \text{PA (mm)} \quad (R^2=0.70; p<0.0001) \quad (\text{Ecuación 2.3})$$

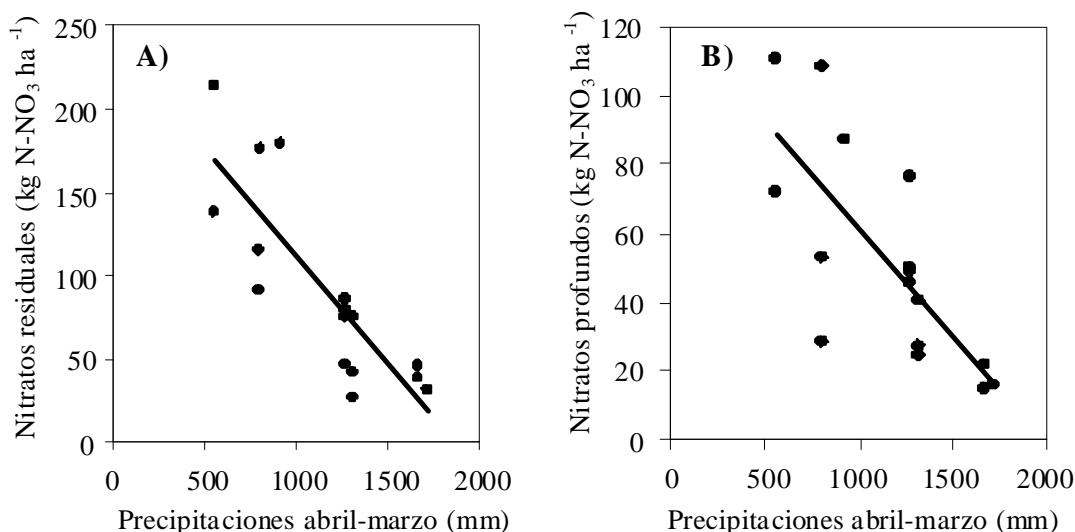


Figura 2.3. Relación entre los nitratos residuales (0-150 cm) (A) y los nitratos profundos (150-300 cm) (B) a cosecha de maíz con las precipitaciones ocurridas durante los 12 meses previos al muestreo (ciclo del cultivo y el barbecho previo) en el norte de la Provincia de Buenos Aires.

Las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo, sumadas a las del barbecho previo, fue la variable que mejor explicó el rendimiento del maíz (Figura 2.4A). Estas precipitaciones presentaron una relación lineal positiva y significativa con los rendimientos del cultivo (Ecuación 2.4). En forma similar, Álvarez y Grigera (2005) determinaron que el nivel de precipitaciones es la variable que mejor explica la variabilidad de los rendimientos de maíz en la Región Pampeana.

$$\text{Rendimiento del maíz (kg grano ha}^{-1}) = 6113 + 2.61 \cdot \text{PA (mm)} \quad (R^2=0.5019; p<0.001) \quad (\text{Ecuación 2.4})$$

Si se plantea un modelo explicativo del contenido de nitratos residuales, pero sin tener en cuenta la variable precipitaciones, las variables que mejor explicaron el nivel de nitratos residuales fueron el rendimiento del cultivo y la dosis de fertilización nitrogenada (DFN) utilizada (Ecuación 2.5 y Figura 2.4B).

$$\text{Nitratos residuales (kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}) = 369.71 - 0.04 \cdot \text{Rendimiento (kg grano ha}^{-1}) + 0.86 \cdot \text{DFN (kg N ha}^{-1}) \quad (R^2 = 0.69; p<0.0001) \quad (\text{Ecuación 2.5})$$

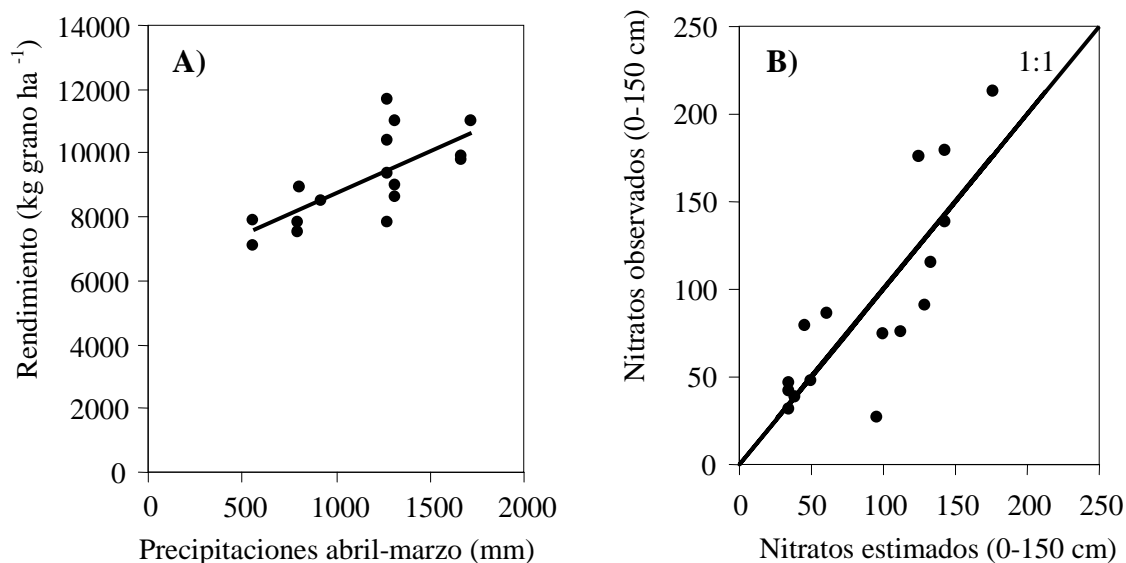


Figura 2.4. A) Relación entre el rendimiento del maíz y las precipitaciones de los 12 meses previos al muestreo (ciclo del cultivo y barbecho previo). B) Relación entre los nitratos residuales (kg N-NO₃ ha⁻¹) observados a cosecha del maíz y estimados según el modelo de la Ecuación 2.5. Línea: relación 1:1.

Por lo visto anteriormente, los mayores niveles de precipitaciones pueden reducir el contenido de nitratos por un mayor movimiento de éstos hacia estratos más profundos y por un aumento en la absorción del maíz. En los casos estudiados no existieron factores como enfermedades o plagas que afectaran negativamente el rendimiento del cultivo y así incrementar los nitratos residuales. Por otro lado, mayores dosis de fertilización nitrogenada incrementan el contenido de nitratos residuales (Ecuación 2.5). Las dosis de fertilización superiores a los requerimientos instantáneos de los cultivos son reconocidas como un factor que incrementa los niveles de nitratos residuales (Bundy y Andraski, 1996; Sogbedji et al., 2000).

Al igual que para los nitratos residuales, la variable que mejor explicó el nivel de nitratos profundos presentes a cosecha del maíz fueron las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo sumadas a las ocurridas durante el barbecho previo, sin cultivo. Estas dos variables se relacionaron significativamente en forma inversa (Ecuación 2.6 y Figura 2.3B).

$$\text{Nitratos profundos (kg N-NO}_3\text{ ha}^{-1}\text{)} = 123.05 - 0.06 \cdot \text{PA (mm)} \quad (R^2=0.55; p<0.001) \quad (\text{Ecuación 2.6})$$

2.4.1.3. Situación: Nitratos a cosecha del cultivo de soja

Para las situaciones con soja como cultivo precedente al muestreo, sólo se analizaron los nitratos residuales (0-150 cm). Se contempló tanto la situación típica de manejo de soja en la región, soja inoculada y no fertilizada con N, como situaciones con fertilización nitrogenada.

El nivel de nitratos residuales a cosecha del cultivo de soja fue explicado en forma directa por el contenido de carbono orgánico del horizonte superficial (Ecuación 2.7 y Figura 2.5).

$$\text{Nitratos residuales (kg N-NO}_3\text{ ha}^{-1}\text{)} = -100.52 + 105.95 \cdot \text{CO (\%)} \quad (R^2=0.76; p<0.001) \quad (\text{Ecuación 2.7})$$

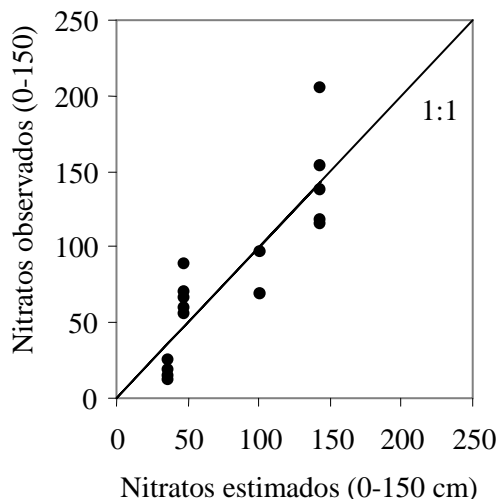


Figura 2.5. Relación entre los nitratos ($\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$) residuales observados a cosecha de la soja y estimados según el modelo de la ecuación 2.7, en el norte de la Provincia de Buenos Aires y sur de Entre Ríos. Línea: relación 1:1.

Los rendimientos de la soja no se relacionaron significativamente con la dosis de fertilización nitrogenada, ni con el nivel de precipitaciones. Existen evidencias que muestran un escaso efecto de la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de este cultivo (Whitney y Gordon 1998; Mendes et al. 2003). La reducción de la fijación de N_2 , cuando existen niveles elevados de nitratos en el suelo por la fertilización, induce a una sustitución del N_2 fijado, por el del fertilizante, sin afectar la absorción total del N (Deibert et al., 1979). Por otro lado, el déficit hídrico afecta menos el rendimiento de la soja, en comparación con el maíz (Vega et al., 2000; Sadras y Calviño, 2001). Un período de floración más largo en los cultivos indeterminados les permite generar mecanismos de compensación frente a estreses temporarios que afecten uno de los componentes del rendimiento (Loomis y Connor, 1996).

Los nitratos residuales a cosecha de la soja mostraron un comportamiento diferente al encontrado en el maíz, asemejándose a las relaciones encontradas en los suelos de pastizales naturales.

2.4.2. Uso del modelo NLEAP

La eficacia del modelo NLEAP para estimar las pérdidas de nitratos en cultivos de maíz en la Región Pampeana se evaluó comparando los nitratos residuales observados en las situaciones indicadas en la Tabla 2.4 con los estimados por el modelo.

El rango de nitratos residuales (0-150 cm de profundidad) correspondientes a todas las campañas analizadas (Tabla 2.4), varió entre 26 y 92 $\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$. La relación entre los valores de nitratos residuales simulados por el modelo y los medidos a campo fue significativa ($p < 0.001$; $R^2 = 0.533$), pero la ordenada al origen fue diferente de 0 y la pendiente diferente de 1 (Figura 2.6). Esto se debió a que dos de los tratamientos presentaron diferencias mayores a 15 kg N ha^{-1} , entre los valores de nitratos residuales simulados y observados. Estos dos casos coinciden con tratamientos que poseían los niveles de fertilización más altos, 180 y 250 kg N ha^{-1} . En estos puntos, el modelo sobrestimó el valor de nitratos residuales. Es decir, en las condiciones ambientales experimentadas, cuando las dosis de fertilización nitrogenada se encuentran por encima de los valores usuales, el modelo no simula adecuadamente los nitratos residuales a cosecha.

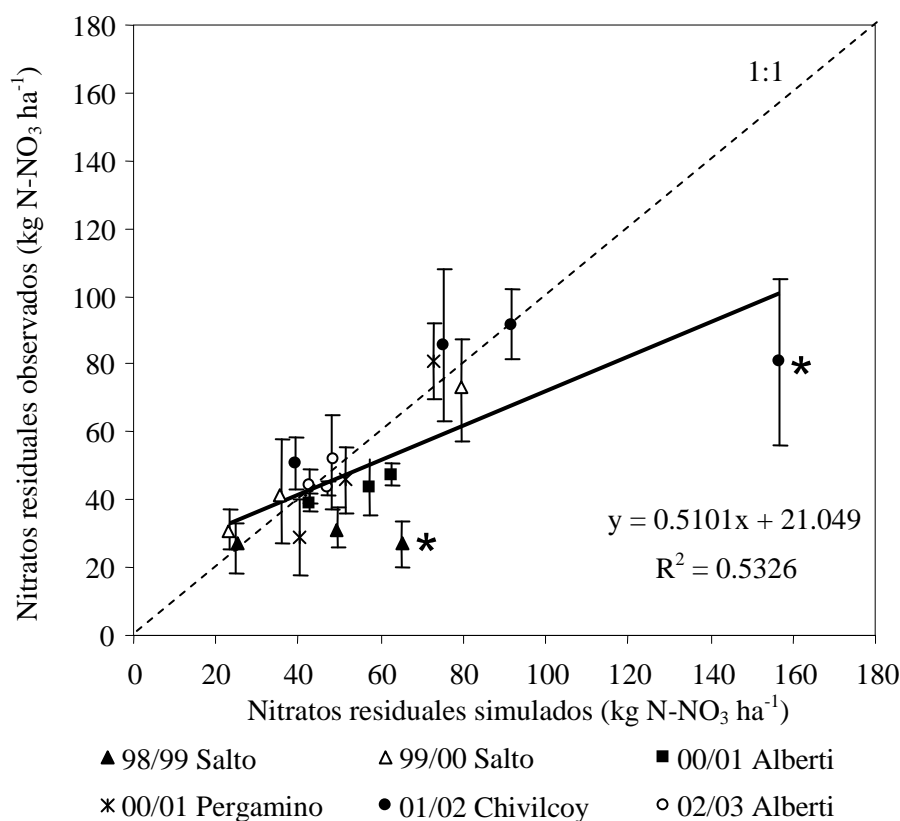


Figura 2.6. Nitratos residuales observados en relación a los predichos por el modelo NLEAP (kg N-NO₃ ha⁻¹). Líneas: error estándar. Línea punteada: relación 1:1. *: Diferencias entre valores observados y predichos mayores a 15 kg N ha⁻¹.

Las mayores diferencias entre los valores simulados y los predichos se dieron cuando el modelo subestimó la absorción de N por el cultivo. El modelo estima la absorción de N por el cultivo, teniendo en cuenta el rendimiento y aplicando un coeficiente constante de N absorbido por tonelada de grano producido, igual a 21.3 kg N t grano⁻¹. En los ensayos realizados en Chivilcoy y en Alberti, durante las campañas 01/02 y 02/03 respectivamente, este coeficiente presentó un rango de 14.6 a 24.1 kg N t grano⁻¹ producido. Cuando las dosis de fertilización fueron bajas o en los testigos (no fertilizados) los valores de absorción de N se encontraron por debajo de los propuestos por el modelo (Figura 2.7). Contrariamente, cuando las dosis fueron elevadas, los valores de absorción de N se encontraron por encima de los estimados por el modelo. Trabajos realizados en la región también mostraron una amplia variación en el requerimiento de N por tonelada de grano producido. El rango encontrado fue de 17 a 34 kg N t grano⁻¹ (Di Nápoli y González Montaner, 1997; Ruiz et al., 1997; Salas et al., 2002; Steinbach et al., 2004).

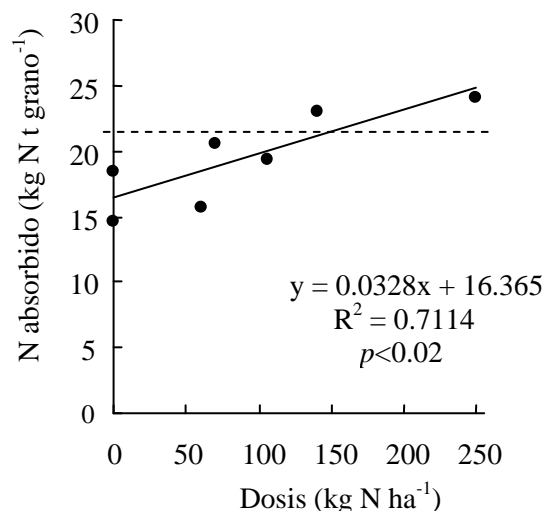


Figura 2.7. Nitrógeno absorbido por tonelada de grano producido (kg N t grano⁻¹) en función de la dosis de fertilización nitrogenada (kg N ha⁻¹). La línea punteada corresponde al valor utilizado por el modelo.

Por otro lado, en todas las situaciones estudiadas el modelo estimó a la volatilización como inexistente. En cambio, mediciones realizadas para la presente tesis mostraron que estas pérdidas pueden ser importantes. Por ejemplo, en el sitio 7 (Chivilcoy 01/02) estas pérdidas alcanzaron los 37 kg N-NH₃ ha⁻¹ en el tratamiento fertilizado con 250 kg N ha⁻¹ (Capítulo 3).

En resumen, el modelo subestimó la absorción y la volatilización, en las dosis más altas y, por ende, predijo valores de nitratos residuales más altos que los medidos. Si se corrigen los valores de N absorbido y volatilizado, y descuentan las diferencias a los nitratos residuales estimados en los dos tratamientos con alta dosis de fertilización, las diferencias entre los nitratos residuales simulados y observados se acercan a cero. Utilizando solo los casos en que las dosis de urea son las usadas comúnmente en la región, la relación mostró un ajuste muy significativo ($R^2=0.78$; $p<0.0001$), no difiriendo la ordenada al origen de 0 y la pendiente de 1 (Figura 2.8).

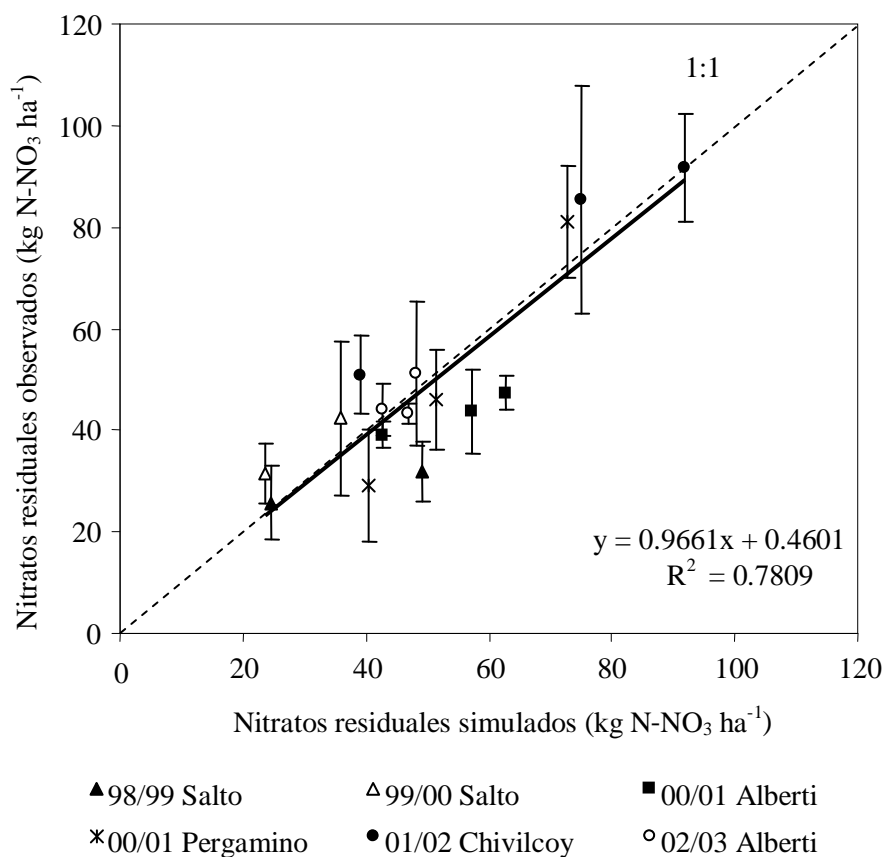


Figura 2.8. Nitratos residuales observados en relación a los predichos (kg N-NO₃ ha⁻¹). No se incluyen las dosis altas de fertilización (mayores de 180 kg N ha⁻¹). Líneas: error estándar. Línea punteada: relación 1:1.

Habiendo confirmado la aptitud del modelo para predecir los nitratos residuales en las condiciones ambientales de la Región Pampeana con aplicaciones normales de fertilizantes, se simuló la cantidad de nitratos lixiviados durante el ciclo del cultivo de maíz, la profundidad potencial de avance de los mismos y el riesgo potencial de lixiviación en cada situación (Tabla 2.6). El riesgo potencial de lixiviación, es un índice cualitativo generado por el modelo, que combina los valores de lixiviación de nitratos con su impacto potencial sobre el acuífero. El modelo clasifica a este índice en: muy bajo, bajo, moderado, alto, muy alto, extremo y muy extremo. A partir de índices definidos como altos existe un alerta de potenciales problemas de contaminación de acuíferos. En las situaciones simuladas el índice varía entre muy bajo a moderado. Las situaciones simuladas mostraron niveles de lixiviación que van desde 0 a 128 kg N-NO₃ ha⁻¹. Los mayores niveles de lixiviación coinciden con las situaciones de elevadas precipitaciones y elevadas dosis de fertilización. Paralelamente, la profundidad de avance de los nitratos simulada supera los 6 metros de profundidad. Las mayores profundidades de avance coinciden con los mayores niveles de precipitaciones.

Tabla 2.6. Nitrógeno lixiviado, profundidad de avance alcanzada por los nitratos lixiviados y riesgo potencial de lixiviación simulados por el modelo NLEAP.

Situación	N-NO ₃ lixiviado	Profundidad de avance	Riesgo potencial de lixiviación
	kg N ha ⁻¹	cm	
98/99 Salto N0	6	442	muy bajo
98/99 Salto N120	30	354	muy bajo
99/00 Salto N0	0	165	muy bajo
99/00 Salto N120	0	<150	muy bajo
00/01 Alberti N110	44	433	bajo
00/01 Alberti N110	34	433	bajo
00/01 Alberti N160	60	573	moderado
00/01 Pergamino N130	128	624	moderado
00/01 Pergamino N130	97	618	moderado
00/01 Pergamino N160	93	691	moderado
01/02 Chivilcoy N0	2	238	muy bajo
01/02 Chivilcoy N70	3	232	muy bajo
01/02 Chivilcoy N140	3	208	muy bajo
02/03 Alberti N0	41	545	bajo
02/03 Alberti N60	35	509	bajo
02/03 Alberti N106	40	490	bajo

2.4.3. Cuantificación experimental de la lixiviación de nitratos

Para el estudio de la variación del nivel de nitratos profundos se cuantificó el contenido de nitratos en el suelo, en dos años consecutivos con características pluviométricas contrastantes. Se analizaron dos tipos de suelos (Sitios 1 y 2) de características texturales diferentes, uno con mayor contenido de arcilla (Argiudol típico de Pergamino) y otro más arenoso (Hapludol típico de Alberti). En los dos sitios, las precipitaciones fueron atípicas en los meses previos a los dos muestreos, alejándose de las medias históricas (Figura 2.9). Las precipitaciones medias anuales histórica en Alberti son del orden de 989 mm y en Pergamino de 1188 mm. En el año previo al primer muestreo llovieron 397 y 386 mm menos que los promedios históricos en Alberti y Pergamino, respectivamente. Esto redujo el rendimiento de los maíces cultivados en ese primer año. Contrariamente, en el período previo al segundo muestreo, las lluvias excedieron en 450 y 525 mm el promedio histórico en Alberti y Pergamino, respectivamente. Otra característica pluviométrica destacable es que durante el año previo al segundo muestreo hubo lluvias de gran intensidad.

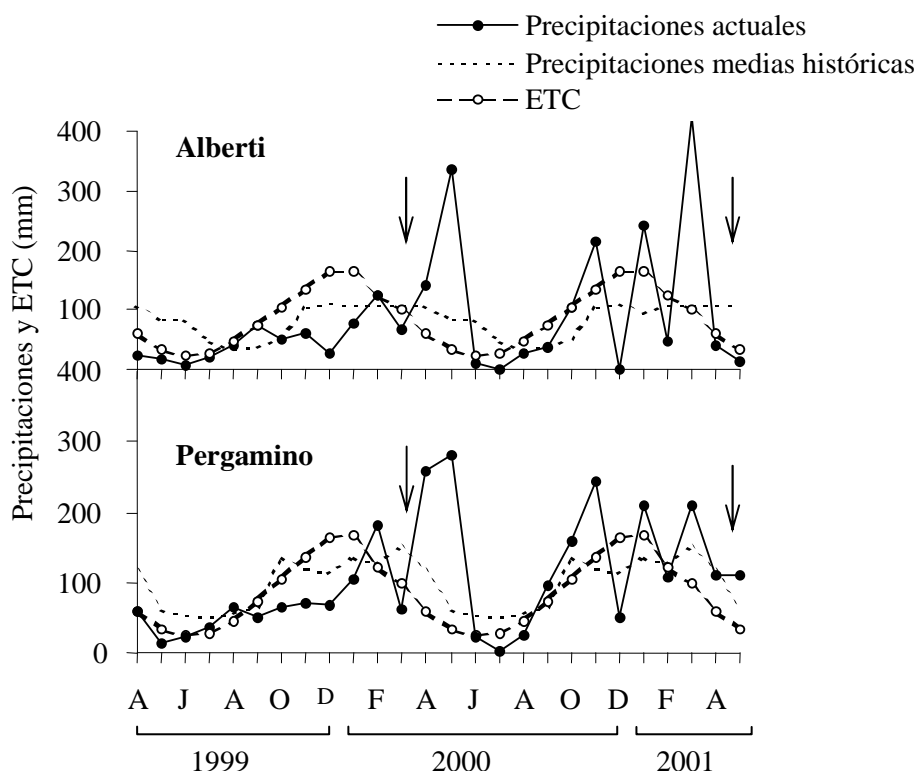


Figura 2.9. Precipitaciones medias históricas, precipitaciones del periodo en estudio y evapotranspiración del cultivo (Penman, 1948) (ETC) en ambas localidades estudiadas. Las flechas indican los momentos de muestreo.

En la primera fecha de muestreo, la fertilización generó una clara acumulación de nitratos en el horizonte superficial de ambos suelos analizados (Figura 2.10). En Alberti, los tres tratamientos que incluían situaciones fertilizadas mostraron mayor concentración de nitratos que el tratamiento testigo, no fertilizado, en los primeros 33 cm del perfil. Por debajo de dicha capa de suelo, el único tratamiento que mostró mayores niveles de nitratos que el testigo fue el que incluyó fertilización y riego (R). En Pergamino, los tratamientos fertilizados mostraron dos zonas de acumulación de nitratos en el perfil del suelo. La primera se encontró en el horizonte superficial (0 a 33 cm) y la segunda entre los 99 y 132 cm de profundidad, precisamente el horizonte B₂. El contenido de nitratos en los tratamientos fertilizados, fue superior en todo el perfil, en relación con el tratamiento no fertilizado, siendo máximas las diferencias en las dos profundidades mencionadas anteriormente. En este sitio, la concentración de nitratos en el tratamiento no fertilizado, fue casi nula por debajo de 100 cm de profundidad. No se observaron claras diferencias entre los tres tratamientos fertilizados. En general, los resultados del primer muestreo indicaron que la fertilización indujo a una acumulación de nitratos en ambos sitios de muestreo. El suelo más arcilloso (Argiudol típico de Pergamino) mostró una mayor acumulación de nitratos por debajo de los 150 cm, que el más arenoso (Hapludol típico de Alberti).

Los resultados del segundo muestreo difieren marcadamente de los descriptos para el primer muestreo. La concentración de nitratos en el suelo fue consistentemente más baja y las diferencias entre los tratamientos no fertilizados y los tratamientos fertilizados fueron menores que las anteriores (Figura 2.10). En Alberti, el tratamiento de corta historia de fertilización (CHF) mostró la mayor concentración de nitratos en el horizonte superficial y el de larga historia (LHF) en las capas más profundas. En

Pergamino, los tratamientos fertilizados mostraron mayor concentración de nitratos en el horizonte superficial que el testigo no fertilizado. Por debajo de este horizonte, no se detectaron diferencias entre los tratamientos.

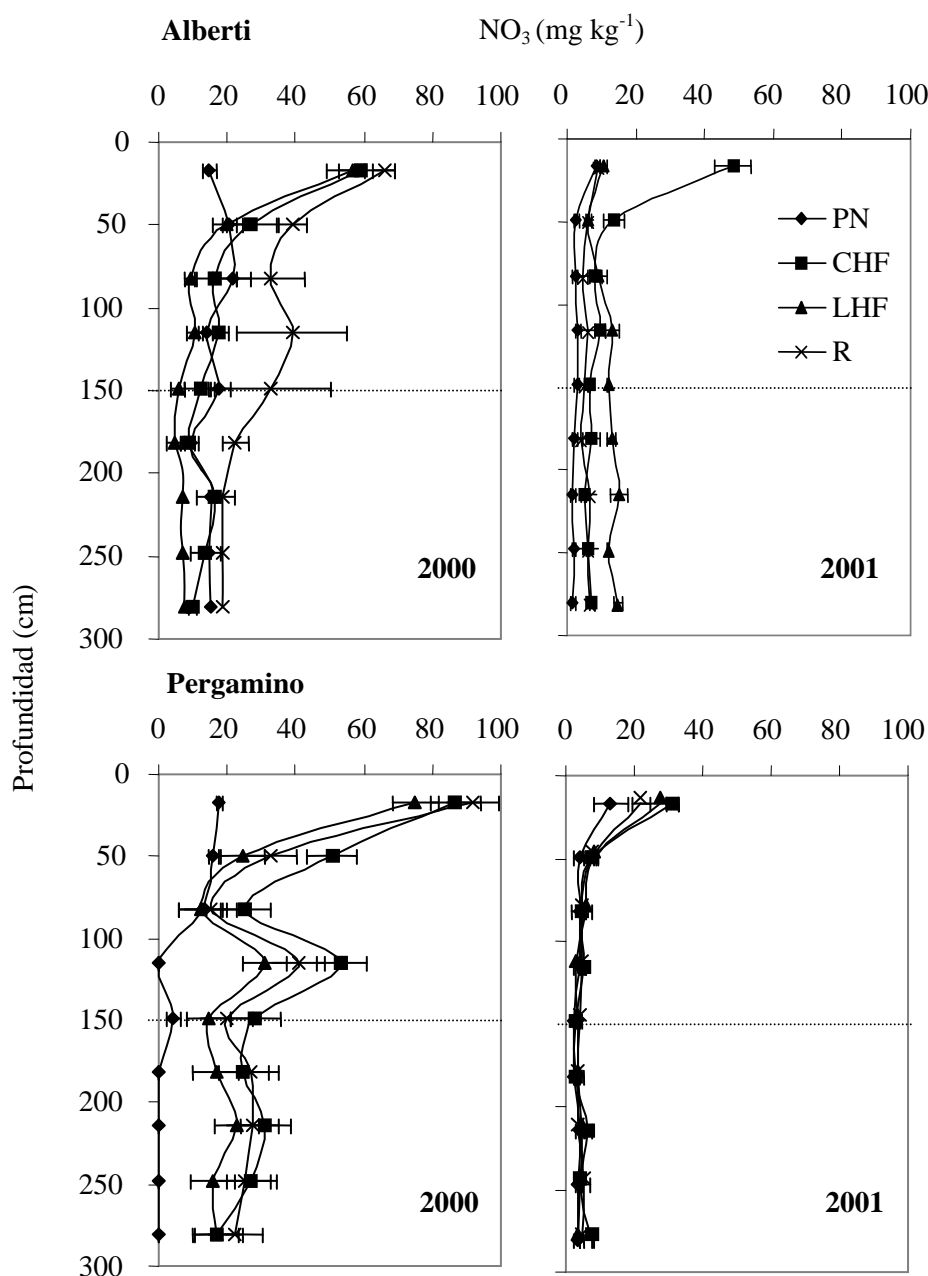


Figura 2.10. Concentración de nitratos ($\text{mg NO}_3 \text{ kg suelo}^{-1}$) a cosecha del cultivo de maíz en un Hapludol típico (Alberti) y un Argiudol típico (Pergamino), en dos años (2000 y 2001), para los tratamientos pastizal natural (PN), corta y larga historia de fertilización (CHF y LHF, respectivamente) y riego (R). Líneas: error estándar.

El contenido de nitratos en el perfil del suelo mostró una gran variabilidad y la mayoría de los coeficientes de variación están dentro del rango de 10 y 70%. Estos valores de variabilidad de nitratos son comunes en los suelos (Diez et al., 1994).

A partir de la comparación del contenido de los nitratos profundos (150-300 cm de profundidad) en dos momentos distintos puede hacerse una estimación del desplazamiento de los nitratos hacia capas más profundas, durante un período determinado (Ramos y Kücke, 1999; Liu et al., 2003). Esta estimación plantea dos

situaciones: i) si se incrementa el contenido de nitratos profundos entre los muestreos, estaría indicando una lixiviación de nitratos provenientes de los horizontes superficiales, que no fue suficiente para desplazarlos por debajo de la profundidad muestreada; ii) si disminuye el contenido de nitratos profundos estaría mostrando pérdidas por lixiviación por debajo de la profundidad muestreada. En el segundo de los casos debe tenerse en cuenta que las pérdidas por lixiviación mencionadas pueden estar subestimando las pérdidas reales, pues durante el período entre muestreos puede haber existido un desplazamiento de nitratos desde los estratos superficiales, no contemplado en esta diferencia. En la Tabla 2.7 se muestran las diferencias en el contenido de nitratos entre los dos momentos de muestreo en los estratos profundos del perfil. Todos los tratamientos, con excepción del control de Pergamino presentaron valores negativos, lo que indica menores valores en el segundo muestreo en relación al primero. Los valores varían desde -11 kg N ha^{-1} en el tratamiento de LHF de Alberti, a -92 kg N ha^{-1} en el tratamiento CHF de Pergamino. Las diferencias en el contenido de nitratos entre años en los tratamientos irrigados fueron elevadas, pero no fueron las mayores a pesar de las mayores dosis de N aplicadas y el agua extra suministrada. Esto fue explicado por Hadas et al. (1999) quienes lo atribuyeron a los mayores rendimientos obtenidos en los tratamientos regados, que causaron una mayor absorción de nitratos por las raíces. Consecuentemente quedaron menos nitratos remanentes susceptibles a ser lixiviados. En nuestro caso, los rendimientos del maíz en los tratamientos CHF y LHF se encontraron entre $9000\text{-}9100 \text{ kg ha}^{-1}$ en ambas localidades. En el tratamiento R el maíz rindió 12000 kg ha^{-1} en Alberti y 11000 kg ha^{-1} en Pergamino, en el año previo al segundo muestreo. La cantidad estimada del N total absorbido por el maíz en ambos tratamientos R fue 58 kg ha^{-1} y 32 kg ha^{-1} más que en los tratamientos fertilizados no regados en Alberti y Pergamino, respectivamente.

Tabla 2.7. Diferencias en el contenido de nitratos ($\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$) profundos (150 a 300 cm) y porcentaje perdido entre los dos momentos de muestreo (marzo 2000 y mayo 2001).

Sitio	Tratamiento	$\Delta \text{N-NO}_3$	
		$\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$	%
Alberti (Hapludol típico)	Control	-48.65	-76.96
	CHF	-32.03	-58.62
	LHF	-11.22	-38.89
	R	-76.25	-80.20
Pergamino (Argiudol típico)	Control	6.73	243.41
	CHF	-91.83	-75.10
	LHF	-58.53	-68.68
	R	-56.49	-47.10

Excluyendo las capas de suelo por encima de los 150 cm de profundidad, donde la dinámica del N es máxima (mineralización de la materia orgánica, absorción radical, pérdidas por volatilización, inmovilización por los microorganismos, etc.) ambos suelos mostraron mayores contenidos de nitratos en la primera fecha de medición. Las bajas precipitaciones ocurridas en el periodo previo al primer muestreo (Figura 2.9) no fueron suficientes para causar movimientos importantes de los nitratos en la profundidad del perfil estudiado. En cambio, las abundantes precipitaciones ocurridas en abril y mayo del 2000 (después del primer muestreo) pueden ser consideradas como las causantes del desplazamiento de una cantidad importante de nitratos por debajo de la profundidad muestreada (300 cm) en ambos suelos. Este proceso de pérdida de los nitratos acumulados previamente en el suelo, fue completado por las abundantes lluvias de

enero y marzo del 2001. En el sur de la Provincia de Buenos Aires, Costa et al. (2002a), atribuyeron la variación en la distribución de nitratos en la profundidad del perfil a una combinación de pulsos de agua provenientes de lluvias y riego. En la presente tesis, los suelos mostraron una acumulación de nitratos luego de un año con escasas lluvias y una pérdida de los mismos luego de un año con elevadas precipitaciones.

A pesar de existir pérdidas de nitratos en los dos suelos, en general, éstas fueron mayores en el Argiudol típico de Pergamino que en el Hapludol típico de Alberti. Aunque en Alberti el suelo es más arenoso y con una mayor conductividad hidráulica, en el Argiudol típico migraron los mayores contenidos de nitratos durante el período de escasas precipitaciones (Figura 2.10), posiblemente por los mayores contenidos de materia orgánica.

A partir de los valores promedios históricos de precipitaciones y para un año seco y un año húmedo en las dos localidades en estudio, se realizaron simulaciones con el modelo NLEAP (Tabla 2.8). La información obtenida confirma los datos experimentales: en periodos con escasas precipitaciones los nitratos se acumulan en el perfil, no existiendo un desplazamiento de los nitratos por debajo de los 150 cm. Lo opuesto ocurre cuando las precipitaciones son abundantes, donde el frente de avance supera los 400 cm en Alberti y lo 600 cm en Pergamino, pudiendo arrastrar una gran cantidad de los nitratos profundos. El modelo predice mayores riesgos en el Argiudol que en el Hapludol, pese a sus mayores contenidos de arcilla y menor conductividad hidráulica.

Tabla 2.8. Nitratos residuales y lixiviados, profundidad de avance y riesgo potencial de lixiviación anual, simulados por el modelo NLEAP, para diferentes situaciones pluviométricas anuales (promedios, año más seco y año más húmedo, serie de 10 años).

Sitio	Situación Pluviométrica	N-NO ₃ residuales	N-NO ₃ lixiviados	Profundidad de avance	Riesgo de lixiviación anual
		—— (kg N ha ⁻¹) ——		m	
<i>Alberti</i>	Promedio	91.28	63.84	2.9	Bajo
	Seco	154.56	0.00	<1.5	Muy bajo
	Húmedo	54.54	78.51	4.3	Bajo
<i>Pergamino</i>	Promedio	124.32	101.92	2.3	Moderado
	Seco	230.72	0.00	<1.5	Bajo
	Húmedo	56.67	166.88	6.1	Moderado

En suma, los resultados obtenidos muestran que a pesar de las diferencias intrínsecas de cada suelo la magnitud de la lixiviación de nitratos fue de magnitud similar, relacionada con el régimen hídrico y los rendimientos de los cultivos obtenidos. El riego complementario no afectó el movimiento de los nitratos. El proceso de lixiviación no sería continuo en el tiempo en ambos suelos: los nitratos se acumulan en el perfil del suelo en períodos de escasas precipitaciones y pueden ser lixiviados en periodos de elevadas precipitaciones.

2.5. CONSIDERACIONES FINALES

Las variables que explican el contenido de nitratos residuales (0-150 cm) en la soja se asemejaron más a las del pastizal natural que al maíz. En la soja, los nitratos residuales fueron explicados por el nivel de materia orgánica, sin estar afectada por el nivel de precipitaciones. En el maíz, los nitratos residuales fueron explicados en forma inversa por la suma de las precipitaciones ocurridas durante el barbecho y durante el cultivo. Los factores edáficos evaluados en la elaboración de los modelos no tuvieron influencia suficiente para entrar en las ecuaciones finales. Si al modelo se le excluyen las precipitaciones, las variables que mejor explicaron el nivel de nitratos fueron el rendimiento del cultivo y la dosis de fertilización nitrogenada utilizada.

Por otro lado, el modelo NLEAP simuló adecuadamente las situaciones estudiadas, que presentaron variaciones climáticas y de suelos, cuando se utilizaron las dosis de fertilización nitrogenada comúnmente aplicadas por los productores en la actualidad ($<180 \text{ kg N ha}^{-1}$). Con dosis de fertilizantes más elevadas, el ajuste no fue adecuado, pues el modelo subestimó la absorción por el cultivo y las pérdidas por volatilización. El modelo puede ser útil como herramienta para aumentar la eficiencia de la fertilización a través del manejo de los nitratos residuales y así reducir las potenciales pérdidas por lixiviación.

La cuantificación de las pérdidas de nitratos en situaciones productivas de maíz muestreó que el régimen pluviométrico de los años analizados define los niveles de nitratos, tanto residuales como profundos. Durante períodos de escasas precipitaciones la lixiviación de nitratos y su desplazamiento profundo, son bajos, quedando una acumulación de nitratos tanto en los horizontes superficiales como profundos. Lo opuesto ocurre en periodos de elevadas precipitaciones, cuando los desplazamientos de los nitratos son elevados.

Los resultados obtenidos en este capítulo nos indican que las hipótesis planteadas siguieron el siguiente resultado:

a) La primera hipótesis se rechaza ya que en situaciones agrícolas los nitratos residuales y profundos fueron explicados por el nivel de precipitaciones del año previo al muestreo en maíz y solo por el contenido de materia orgánica en soja, y no pero no por la dosis de fertilización utilizada o la textura del suelo como se había hipotetizado. Por otro lado, se rechaza que la cantidad de nitratos en pastizales naturales sea explicada por el nivel materia orgánica del suelo, la textura y las precipitaciones, ya que si bien intervinieron los tres factores en la explicación de los nitratos residuales, los profundos solo fueron explicados por la textura y las precipitaciones, no interviniendo el nivel de materia orgánica.

b) La segunda hipótesis se rechaza ya que el modelo NLEAP no simula adecuadamente los nitratos residuales de maíz para dosis de fertilización nitrogenada elevadas por subestimar la absorción del cultivo y la volatilización del amoníaco. En situaciones de fertilización nitrogenada normal el modelo simula adecuadamente los nitratos residuales.

c) La tercer hipótesis propuesta se rechaza ya para las situaciones muestreadas la lixiviación de los nitratos profundos fue mayor en un suelo de textura más fina que en el de textura más gruesa.

Cabe destacar que las hipótesis se construyeron sobre la base de la abundante información existente en la literatura. Sin embargo, la combinación de factores locales generó resultados distintos de los hipotetizados.

**LIXIVIACIÓN DE NITRATOS Y OTROS DESTINOS DEL NITRÓGENO DEL
FERTILIZANTE EN MAÍZ EN CONDICIONES DE CAMPO**

3.1. INTRODUCCIÓN

3.1.1. Destinos del nitrógeno del fertilizante

El nitrógeno (N) incorporado por los fertilizantes posee varios destinos alternativos, entre los cuales la absorción por el cultivo no siempre es cuantitativamente el más importante. Macdonald et al. (1997), encontraron que la recuperación del fertilizante por las plantas, fluctuaba entre el 26 y el 60%, dependiendo del cultivo y las condiciones ambientales. Como se verá en los Capítulos 4 y 5 de la presente tesis, cuando el cultivo sufre algún tipo de estrés (p.e. condiciones climáticas desfavorables o problemas sanitarios) y no puede alcanzar su potencial productivo, el porcentaje de N recuperado por los mismos, es bajo (Ma et al., 1995; Macdonald et al., 1997; Hood et al., 1999). El N aplicado que no es absorbido por la planta puede pasar a formar parte de la fracción orgánica e inorgánica del suelo, ser inmovilizado por la microflora edáfica o perderse del sistema suelo-planta por lixiviación, volatilización, desnitrificación o escurrimiento superficial (Webb et al., 2000). Raun y Johnson (1995), observaron que cuando se traspasan los niveles de deficiencia del cultivo, los incrementos en los aportes de N incrementan la volatilización y la absorción vegetal (consumo de lujo), antes que ocurra un aumento en la concentración de nitratos del suelo. Estos autores propusieron el concepto de capacidad *buffer* del sistema suelo-planta. Este concepto implica que, ante aplicaciones de nutrientes superiores a los requerimientos del cultivo, el contenido de nitratos en el suelo solo se incrementa cuando otros destinos (volatilización, inmovilización por la materia orgánica y absorción por las plantas) se encuentran saturados.

3.1.2. Técnicas para determinar el destino del fertilizante

Para evaluar la proporción del N aplicado por fertilizantes que es absorbido por el cultivo, o sea la eficiencia del uso de fertilizantes nitrogenados, existen dos técnicas: la diferencial y la isotópica. La técnica más utilizada es la diferencial (Bundy y Andraski, 2005; Kirda et al., 2005; Wang et al., 2007) ya que no requiere metodologías analíticas sofisticadas y costosas. Simplemente se calcula la diferencia entre la absorción total de N por las plantas de las parcelas testigo, no fertilizadas, y lo absorbido por las plantas en las parcelas fertilizadas, dividiéndola por la cantidad de N aplicado por fertilización. Numerosos trabajos indican que esta técnica sobrestima el valor de la recuperación del N del fertilizante (Westerman y Kurtz, 1974; Harmsen, 2003; Bundy y Andraski, 2005). Esta sobreestimación puede ocurrir cuando en los cultivos fertilizados se incrementa la absorción del N derivado del suelo. Este aumento fue explicado por una promoción de la mineralización de la materia orgánica a partir de la fertilización, conocida como “efecto *priming*” (Westerman y Kurtz, 1973; Kuzyakov et al., 2000; Stevens et al., 2005). Este fenómeno no ocurre en los tratamientos no fertilizados. Por lo tanto, al efectuar la diferencia entre el N absorbido en los tratamientos con y sin fertilización, los primeros incluyen una fracción de N proveniente del suelo inducida por el fertilizante, lo que no tiene lugar en el testigo.

La técnica isotópica para calcular los destinos del N del fertilizante se basa en la utilización de fertilizantes marcados isotópicamente (^{15}N), por lo que el destino final del N es detectado mediante la aparición del isótopo en los compartimentos estudiados (Carter y Rennie, 1987; Armstrong et al., 1998; Stevens et al., 2005). La química de isótopos ofrece una visión no superada por otra técnica, ya que el isótopo ^{15}N provee un método directo para cuantificar la cantidad de un nutriente proveniente de un fertilizante en los diferentes destinos (Schindler y Knighton, 1999). Por ello, no posee los errores de la técnica indicada anteriormente y muchos autores utilizaron esta técnica para calcular la recuperación del

fertilizante en las plantas u otros destinos (Robe et al., 1994; Ma et al., 1995; Schindler y Knighton, 1999; Gorfu et al., 2003; Herzog y Götz, 2004; Stevens et al., 2005).

3.1.3. Análisis de los diferentes destinos del fertilizante

3.1.3.1. Nitrógeno del fertilizante en las plantas

Utilizando la técnica isotópica, en el cultivo de maíz se encontraron recuperaciones del N del fertilizante que fluctuaron entre 28 y 57% (Reddy y Reddy, 1993; Schindler y Knighton, 1999; Stevens et al., 2005). Como se indicó previamente, los menores valores de recuperación corresponden a situaciones con algún estrés climático, por ejemplo altas temperaturas o escasas precipitaciones (Stevens et al., 2005). El principal destino del fertilizante en las plantas fueron los granos, que acumularon, en promedio, el 24% del N aplicado (Reddy y Reddy, 1993; Schindler y Knighton, 1999; Stevens et al., 2005). El resto de la planta, sin cuantificar las raíces, acumuló aproximadamente el 16%. En la Región Pampeana, Sainz Rozas et al. (2004), utilizando la técnica diferencial, observaron una recuperación promedio en la planta entera del 61% del N aplicado al maíz, variando entre el 25 y 92% dependiendo de la dosis utilizada y momento de fertilización. Estos autores también hallaron que los granos fueron el principal destino del fertilizante en la planta (44.3% en promedio). Por otro lado, al resto de la biomasa aérea solo le correspondió el 14% y a las raíces el 2.5% del N aplicado. Estos valores son superiores a los reportados en otros trabajos, posiblemente por estar determinados por la técnica diferencial.

3.1.3.2. Nitrógeno del fertilizante en el suelo

La materia orgánica del suelo es otro destino importante para el N del fertilizante aplicado. Sus fracciones más lábiles, principalmente compuestas por la biomasa microbiana, son capaces de una rápida inmovilización del N del fertilizante (Vitousek y Matson, 1984; Davidson et al., 1990; Seely y Lajtha, 1997; Jaeger et al., 1999). La tasa de ciclado del N inmovilizado en esta fracción puede ser de días a años (Clark, 1977; Zak et al., 1990; Davidson et al., 1990, 1992). Las fracciones más estables de la materia orgánica acumulan N más lentamente (Clark, 1977; Delgado et al., 1996). Una rápida estabilización del N mineral aplicado puede ser benéfica para evitar su pérdida (Matthews, 1994; Jaeger et al., 1999). Suelos con altos contenidos de materia orgánica y altas relaciones C/N pueden inmovilizar más N. Esto se debe a que este nutriente es limitante en el metabolismo microbiano, particularmente cuando las bacterias degradan grandes masas de sustratos carbonados (Barrett y Burke, 2000). Reddy y Reddy (1993), en maíz fertilizado con 50 y 200 kg N ha⁻¹, recuperaron en la fracción orgánica el 30 y 10% del N aplicando, respectivamente. Utilizando la técnica isotópica en maíz, en la Pampa Ondulada, Portela et al. (2006), encontraron en el componente orgánico, entre el 29 y 15% del N aplicado. Los mayores valores correspondieron a suelos de texturas más finas y viceversa.

El N aplicado por los fertilizantes puede permanecer en el suelo como nitratos. Debido a que los cultivos son grandes demandantes de nitratos, luego de la cosecha su concentración en el suelo generalmente es baja (Álvarez y Steinbach, 2012a). Sin embargo, las concentraciones de nitratos pueden resultar elevadas cuando las dosis de fertilizantes son excesivas o cuando el cultivo fertilizado no alcanzó el rendimiento previsto, por ejemplo ante algún tipo de estrés (Liu et al., 2003; Gheysari et al., 2009). Con posterioridad estos nitratos pueden sufrir pérdidas por lixiviación, tema tratado en el punto 3.1.3.5.

Junto con los nitratos, el amonio es la otra forma de N inorgánico en el suelo. Su nivel es bastante estable en el tiempo, por lo que no se lo considera un destino

importante del fertilizante (Portela et al., 2006).

3.1.3.3. Nitrógeno del fertilizante volatilizado

Otro destino alternativo del N del fertilizante es la emisión de amoníaco (NH_3) a la atmósfera por volatilización desde el suelo. Las pérdidas por volatilización pueden afectar el medio ambiente por la emisión al aire de un gas contaminante como el NH_3 (Muchovej y Rechcigl, 1995) y constituyen una pérdida económica para el productor. Estas pérdidas de N están afectadas por numerosos factores: ambientales (humedad, temperatura y viento), edáficos (pH, capacidad *buffer*, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica) y de manejo (cultivo, sistema de labranza, fuente, dosis y ubicación del fertilizante) (Fox y Piekielek, 1993; Watson et al., 1994; Urricarriet et al., 2000; Zubillaga et al., 2002). Estas pérdidas se incrementan considerablemente cuando el N de los fertilizantes está en forma amoniacal. La urea posee N amídico que se transforma fácilmente en amoniacal. En nuestro país, donde la urea representa el 70% de los fertilizantes nitrogenados utilizados (FAO, 2012), esta pérdida puede ser de importancia. Es así que para maíz fertilizado con urea, en la Región Pampeana, se cuantificaron pérdidas de N por volatilización del orden del 3 al 30% del N aplicado (Palma et al., 1998; Urricarriet et al., 2000; Sainz Rozas et al., 2004; Salvagiotti, 2005; Alvarez et al., 2007). En otros países las pérdidas reportadas en maíz se encuentran generalmente en el orden del 5 al 18%, dependiendo de la dosis utilizada y la forma de aplicación (Cai et al., 2002; Liu et al., 2003; Wang et al., 2004). Se ha registrado un valor extremo de pérdida, del orden del 48%. Este valor no está comprendido dentro del rango normal y fue encontrado cuando se presentaban todas las condiciones predisponentes para este tipo de pérdidas: maíz fertilizado con 200 kg N ha⁻¹ como urea aplicada en superficie en V6 (Cai et al., 2002).

3.1.3.4. Nitrógeno del fertilizante desnitrificado

Otra pérdida del N de los fertilizantes es la desnitrificación, que consiste en la reducción de nitratos y nitritos a compuestos gaseosos como óxidos de N (N_2O , NO), o aún N elemental (N_2). Esta pérdida se encuentra relacionada con situaciones de anaerobiosis o microaerofilia (Brock y Madigan, 1993). La tasa de desnitrificación se encuentra regulada principalmente por tres factores edáficos: el carbono orgánico lábil, el contenido de humedad y la concentración de nitratos (Myrold, 1988; Rodríguez y Giambiagi, 1995). El rango de pérdidas oscila entre el 2 y 12% del N incorporado como fertilizante, dependiendo del cultivo, tipo de labranza y dosis y momento de fertilización (Goulding et al., 1993; Liang y MacKenzie, 1997; Qian et al., 1997; Nishio et al., 2002). En la Pampa Austral estas pérdidas están dentro del rango mencionado (Picone et al., 1997; Picone y Videla, 1998; Sainz Rozas et al., 2001). Como estas pérdidas aumentan con altos contenidos hídricos del suelo, cuando la fertilización se realiza con posterioridad a la siembra, se reduce el N desnitrificado. Esto se debe a una mayor evapotranspiración en dicho momento que conlleva a una menor humedad edáfica (Sainz Rozas et al., 2001). Estos autores, detectaron en el sudeste bonaerense, que cuando la fertilización se realizó en estadio fenológico V6, las pérdidas alcanzaron valores de 1 y 0.4%, para dosis de fertilización de 70 y 210 kg N ha⁻¹, respectivamente. En cambio, para fertilizaciones realizadas a la siembra, los valores fueron mayores: 5.5 y 2.6% para las dosis mencionadas, respectivamente. En la Pampa Ondulada, en un maíz fertilizado con 60 kg N ha⁻¹ (urea) bajo siembra directa, se cuantificaron pérdidas por desnitrificación del orden del 0.58% del N aplicado (Palma et al., 1997).

3.1.3.5. Nitrógeno del fertilizante lixiviado

La lixiviación de N en los suelos depende de la presencia de nitratos en el mismo y un volumen de agua capaz de transportarlos a través del suelo (Vagstad et al., 1997). Como se mencionó en el Capítulo 2, para que los nitratos se consideren lixiviados deben encontrarse por debajo de la profundidad radical (Peterson y Power, 1991). Cuando el cultivo no alcanzó su potencial productivo por algún estrés ambiental, o cuando la dosis de fertilización fue excesiva, pueden quedar niveles elevados de nitratos residuales a cosecha (Macdonald et al., 1997). La lixiviación de nitratos es usualmente más elevada en suelos de textura gruesa, bien drenados, con altas dosis de fertilización y lluvias abundantes o riego (White, 1985; Muchovej y Rechcigl, 1995; Wu et al., 1997). En éstas áreas las pérdidas por lixiviación pueden alcanzar hasta el 50% del N aplicado (Keeney, 1989). En forma opuesta, las pérdidas de N por escurrimiento en suelos bien drenados y con poca pendiente son generalmente escasas (Muchovej y Rechcigl, 1995). Nissen y Wander (2003), utilizando la técnica isotópica, reportaron pérdidas por lixiviación en promedio del 2.3% del N aplicado. Esto ocurrió durante el ciclo de un maíz fertilizado con dosis de 75 a 225 kg de N ha⁻¹. Como se mencionó en el Capítulo 1, una de las consecuencias de la lixiviación de nitratos es la contaminación de los acuíferos subterráneos. Los nitratos en los acuíferos poseen diversos orígenes: la mineralización de la materia orgánica edáfica en planteos agrícolas, mineralización de abonos orgánicos en agricultura intensiva, descargas de aguas servidas en zonas suburbanas (Addiscott, 1996; Lord y Michel, 1998; Kirchmann y Bergstrom, 2001; Andriulo et al., 2002; Wakida y Lerner, 2005). En acuíferos subterráneos de la Región Pampeana se han detectado niveles de nitratos superiores a los admisibles para el consumo humano (Costa et al., 2002a; Herrero et al., 2005).

3.2. OBJETIVO E HIPÓTESIS

3.2.1. Objetivo

El **objetivo** del presente capítulo fue analizar los destinos del N del fertilizante en: i) plantas de maíz, detectando el N en los diferentes órganos aéreos y subterráneos y ii) el suelo, discriminado en N en la materia orgánica, lixiviado por debajo de la profundidad radical y como nitratos residuales, y el perdido por volatilización.

3.2.2. Hipótesis

La hipótesis puesta a prueba es que el N aplicado en dosis crecientes se reparte en lo acumulado en la planta y en la materia orgánica, y lo perdido por volatilización hasta un valor umbral; a partir de un ese valor los incrementos en la dosis de fertilización aumentarán significativamente la concentración de nitratos en las capas profundas del suelo.

3.3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1. Descripción del sitio y diseño del ensayo

Se llevó a cabo un experimento en un establecimiento rural ubicado en la localidad de Chivilcoy (35° 02'S, 60° 06'O), provincia de Buenos Aires. El suelo sobre el que se realizó el ensayo fue un Argiudol típico de la Serie O'Higgins. Estos suelos están desarrollados a partir de sedimentos loésicos, son franco a franco arenosos, moderadamente profundos, de buena capacidad de retención hídrica y bien drenados. En la Tabla 3.1 se presentan las características del perfil modal de la serie (INTA, 1980).

Tabla 3.1. Principales características del perfil de suelo (Serie O Higgins, INTA, 1980).

Horizonte	A _p	A ₁	B _{2t}	B ₃	C
Profundidad del horizonte (cm)	0-15	15-28	28-50	50-70	70-+
Arcilla (%)	18.5	21.5	24.5	16.8	6.7
Limo (%)	44.0	40.0	35.7	38.0	34.8
Arena (%)	37.5	38.5	39.5	44.9	58.1
Equivalente de humedad (%)	21.0	22.3	24.0	20.3	13.6
Cationes de intercambio (meq/100 g)					
Ca ⁺⁺	11.3	11.7	11.0	10.0	7.8
Mg ⁺⁺	1.9	3.0	3.4	2.7	2.7
Na ⁺	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2
K ⁺	1.9	1.6	1.1	0.8	1.2
Suma de bases (meq/100 g)	15.2	16.5	15.7	13.7	11.9
CIC (meq/100 g)	18.8	20.2	18.4	16.3	13.7

Las principales características relativas a la fertilidad de los primeros 30 cm del suelo se presentan en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Principales indicadores de la fertilidad química del suelo (0-30 cm).

Parámetro	Valor
Carbono orgánico (%)	1.45
Nitrógeno total (%)	0.16
pH (agua)	5.9
Fósforo Bray 1 (ppm)	23.6

El establecimiento sigue la secuencia bianual de cultivos típica para la zona, doble cultivo trigo/soja un año y maíz al año siguiente. El lote donde se trabajó tenía un manejo de siembra directa los 8 años previos al ensayo. Al momento de la siembra el suelo poseía aproximadamente un 80% de cobertura de residuos. En el experimento se sembró maíz de ciclo largo (Cargill Titanium F1) el 15 de octubre del 2001, con una distancia entre hileras de 70 cm y entre plantas de 20 cm. En este momento se fertilizaron todas las parcelas con 18 kg de P ha⁻¹, como fosfato diamónico.

En forma global las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo cubrieron adecuadamente los requerimientos del mismo. Estas fueron de 616 mm y la evapotranspiración del cultivo de 513 mm (Penman, 1948). Durante el periodo estival la evapotranspiración superó a las precipitaciones, no obstante en los meses previos existió una importante acumulación de agua en el perfil, lo que permitió que en el cultivo no se observara estrés hídrico (Figura 3.1).

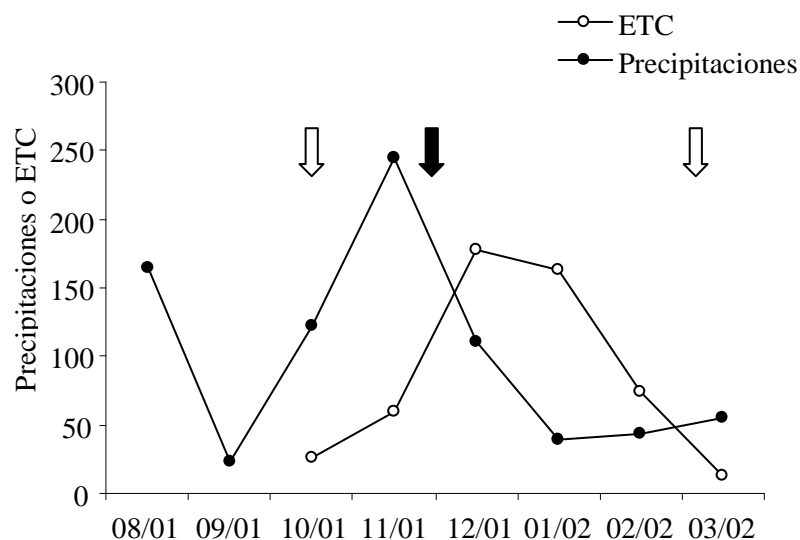


Figura 3.1. Precipitaciones y evapotranspiración del cultivo (ETC). Las flechas blancas indican los momentos de la siembra y cosecha, y la negra, el momento de fertilización.

Los tratamientos fueron 4, siguiendo un orden creciente de aporte de N:

- $N0 = 0 \text{ kg N ha}^{-1}$
- $N70 = 70 \text{ kg N ha}^{-1}$
- $N140 = 140 \text{ kg N ha}^{-1}$
- $N250 = 250 \text{ kg N ha}^{-1}$

Las parcelas fueron de 6.5 m x 5 m de largo, distribuidas al azar en cuatro bloques. La fertilización se realizó con urea comercial (no marcada isotópicamente) en el estado seis hojas (V6) (Ritchie y Hanway, 1982). La urea se aplicó manualmente en línea y se incorporó a una profundidad de 2-3 cm. En el centro de cada parcela se instaló una microparcela que comprendió 3 hileras de 150 cm de largo, cada una (Figura 3.2). Las microparcelas se fertilizaron con urea marcada con ^{15}N (1.5% abundancia) manteniendo la misma dosis que en la parcela circundante. El enriquecimiento de la urea utilizada se logró mezclado de urea comercial con urea enriquecida (5% abundancia).

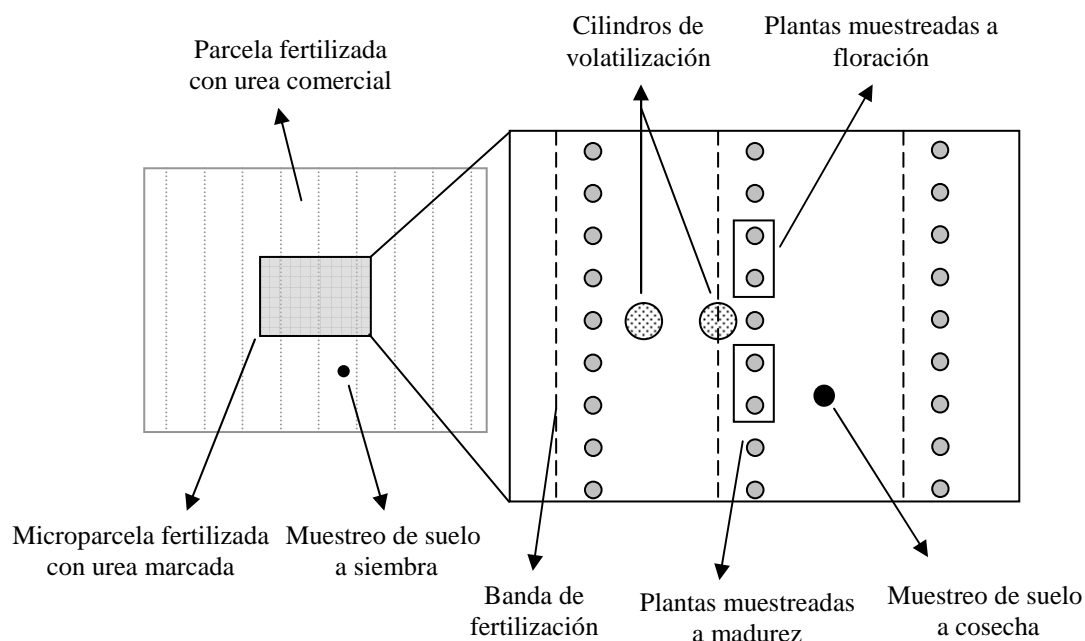


Figura 3.2. Diseño de las parcelas y ubicación de las posiciones de muestreo.

3.3.2. Toma de muestras y determinaciones analíticas

El material vegetal (biomasa aérea y radical) se recolectó en floración y en madurez fisiológica, 82 y 143 días después de la siembra, respectivamente (Figura 3.2). En madurez se diferenciaron biomasa aérea sin los granos (tallos+hojas+chalas), biomasa radical, marlos y granos. Las raíces se muestrearon hasta los 50 cm de profundidad, asumiendo que esta cuantificación comprende más del 90% de la biomasa subterránea total del maíz (Andrade et al., 1996). En las muestras se determinó materia seca (secado por 48 horas a 60°C y pesada), N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y proporción de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, por espectrometría de emisión óptica (Fiedler y Proksch, 1975).

Se caracterizó el perfil de nitratos y amonio en el suelo, a la siembra y a la cosecha, extrayendo muestras de suelo con intervalos de 33 cm hasta los 3 m de profundidad (Figura 3.2). En estas muestras se determinó la concentración de nitratos y amonio (extracción con KCl 2M en suelo húmedo y destilación con MgO y aleación Devarda) (Keeney y Nelson, 1982). Se analizó el contenido de $^{15}\text{N}-\text{NO}_3$, por la técnica indicada previamente. A cosecha también se determinó el contenido de N total (0-30 cm) por el método de Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y el porcentaje de ^{15}N . La fracción orgánica correspondiente al N derivado del fertilizante se calculó descontando el ^{15}N correspondientes a los NO_3 del ^{15}N total.

Las pérdidas de N por volatilización, se determinaron por el método de Nommik (1973). Las mediciones se realizaron 2, 9, 30 y 99 días después de la fertilización. Se utilizaron 2 cámaras de PVC de 15 cm de diámetro con dos esponjas de poliuretano en su interior, embebidas con una solución de ácido sulfúrico-glicerol. Una de las cámaras se ubicó sobre la línea de fertilización y otra a 20 cm de la anterior (Figura 3.2). En las fechas mencionadas se recolectaron todas las esponjas más cercanas al suelo y lavadas con una solución de KCl. En dicho extracto se determinó la concentración de $\text{N}-\text{NH}_3$ por microdestilación (Sparks et al., 1996) y $^{15}\text{N}-\text{NH}_3$ por la técnica mencionada. El cálculo se realizó ponderando los resultados de cada cilindro por la superficie representada por ellos en el resto de la parcela, 21.4 y 78.6% para el cilindro sobre la línea de fertilización y el ubicado en el entresurco, respectivamente.

3.3.3. Estadística

Los efectos de los tratamientos fueron evaluados usando análisis de varianza (ANVA). Cuando el efecto fue significativo se aplicó el test DMS (diferencia mínima significativa) para diferenciar las medias. Fueron probadas relaciones entre variables aplicando regresiones simples.

3.3.4. Cálculos del destino del fertilizante

El porcentaje de N derivado del fertilizante (NddF) en cada compartimento analizado (planta, N orgánico, N-NO₃ o extractos de volatilización) fue calculado utilizando la ecuación 3.1. La abundancia de ¹⁵N de la urea comercial fue considerada como 0.366% (IAEA, 2001). Para los diferentes compartimientos analizados se utilizó como valor de abundancia natural el correspondiente al tratamiento N0.

$$\text{NddF (\%)} = (\% \text{ abundancia de } ^{15}\text{N} \text{ del compartimento} - \% \text{ abundancia natural de } ^{15}\text{N} \text{ del compartimento}) / (\% \text{ abundancia de } ^{15}\text{N} \text{ del fertilizante} - \% \text{ de abundancia natural de } ^{15}\text{N}) * 100 \quad (\text{Ecuación 3.1})$$

La recuperación del fertilizante en cada compartimento se estimó con la ecuación 3.2.

$$\text{Recuperación del fertilizante (\%)} = \text{NddF} / \text{N}_{\text{fertilizante}} * 100 \quad (\text{Ecuación 3.2})$$

Donde:

NddF = Nitrógeno derivado del fertilizante en planta, N orgánico, N-NO₃, o extractos de volatilización (kg N ha⁻¹)

N_{fertilizante} = Nitrógeno aplicado por fertilización (kg N ha⁻¹)

El destino total del fertilizante se calculó con la ecuación 3.3.

$$\text{N}_{\text{fertilizante}} (100\%) = \text{NddF}_{\text{planta}} (\%) + \text{NddF}_{\text{volatilizado}} (\%) + \text{NddF}_{\text{nitrato}} (\%) + \text{NddF}_{\text{orgánico}} + \text{NddF}_{\text{no detectado}} (\%) \quad (\text{Ecuación 3.3})$$

Donde:

N_{fertilizante} = N aplicado por fertilización (100%).

NddF_{planta} = N derivado del fertilizante acumulado en planta entera a madurez (%).

NddF_{volatilizado} = N derivado del fertilizante detectado en extractos de volatilización (%).

NddF_{nitrato} = N derivado del fertilizante detectado en el suelo como nitratos (%).

NddF_{orgánico} = N derivado del fertilizante en el suelo como N orgánico (%).

NddF_{no detectado} = N derivado del fertilizante no detectado en los destinos analizados (%).

3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.4.1. Producción de biomasa y partición del N del fertilizante en los órganos del maíz

3.4.1.1. Muestreo a floración

La biomasa producida por la planta entera de maíz hasta floración (82 días después de la siembra), no presentó diferencias entre tratamientos (Tabla 3.3). Analizando por separado la biomasa aérea y la radical, tampoco se encontraron diferencias significativas. La relación *Tallo/Raíz* varió entre 5.5 y 7.1, no difiriendo entre tratamientos. En un Argiudol típico en el sudeste bonaerense, Uhart y Andrade

(1995a) encontraron valores similares de dicha relación a floración: 3.9 a 7. A mayores dosis de fertilización nitrogenada encontraron mayores valores de relación, tendencia no detectada en el presente ensayo.

Tabla 3.3. Biomasa (MS = materia seca), concentración de N, N total, N derivado del suelo (N suelo) y N derivado del fertilizante (N fertilizante), en biomasa aérea, raíces y planta entera a floración. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

	Biomasa	Concentración de N	N total	N suelo	N fertilizante
	kg MS ha ⁻¹	— % —		kg N ha ⁻¹	
<i>Biomasa aérea</i>					
N0	7601 (a)	0.863 (c)	65.70 (b)	65.70 (a)	—
N70	7657 (a)	1.322 (b)	102.93 (ab)	71.96 (a)	30.97 (b)
N140	9382 (a)	1.528 (ab)	142.53 (a)	84.01 (a)	58.52 (a)
N250	7962 (a)	1.532 (a)	121.94 (a)	58.17 (a)	63.77 (a)
<i>Biomasa radical</i>					
N0	1114 (a)	1.251 (a)	11.91 (a)	11.91 (a)	—
N70	1066 (a)	1.448 (a)	15.75 (a)	12.67 (a)	3.08 (a)
N140	1704 (a)	1.121 (a)	19.32 (a)	14.33 (a)	4.99 (a)
N250	1440 (a)	1.222 (a)	17.39 (a)	13.18 (a)	4.21 (a)
<i>Biomasa Total</i>					
N0	8716 (a)	—	77.61 (b)	77.61 (a)	—
N70	8722 (a)	—	118.67 (ab)	84.61 (a)	34.05 (b)
N140	11086 (a)	—	161.85 (a)	98.33 (a)	63.52 (a)
N250	9403 (a)	—	139.33 (a)	71.36 (a)	67.97 (a)

La concentración de N en la biomasa aérea aumentó a medida que se incrementó la dosis de fertilización (Tabla 3.3). En las raíces, no se encontraron diferencias en la concentración de N, ni en el N acumulado (Tabla 3.3). El N acumulado derivado del suelo no presentó diferencias en ninguno de los compartimientos medidos (Tabla 3.3). Contrariamente, existieron diferencias en el proveniente del fertilizante: el tratamiento de menor dosis (N70) acumuló en la biomasa aérea la menor cantidad de N proveniente del fertilizante, en relación con los otros tratamientos fertilizados (N140 y N250), que no difirieron entre sí.

El N absorbido desde el suelo por la planta entera superó al proveniente del fertilizante, en todos los tratamientos (Figura 3.3 y Tabla 3.3). A medida que aumentó la dosis de N aplicada por fertilización, el N derivado del suelo cobró menor importancia relativa, en relación al total absorbido. En el tratamiento N250 el N absorbido provino, aproximadamente, en partes iguales del suelo y del fertilizante.

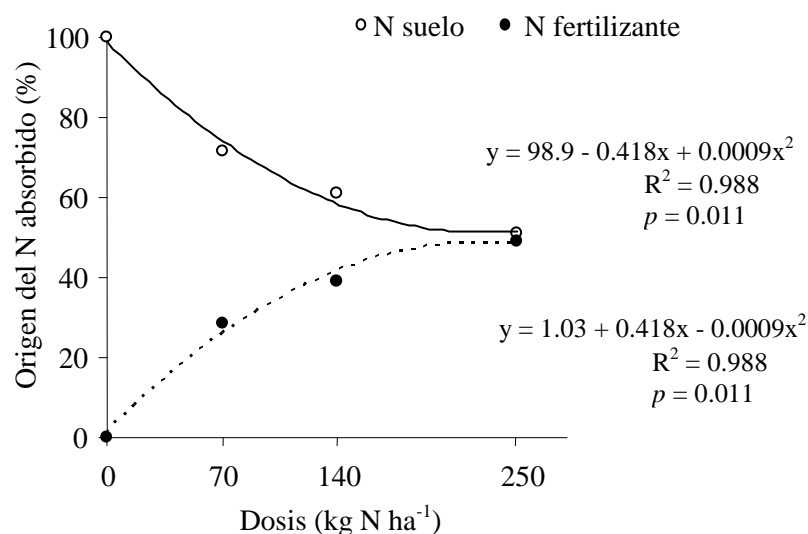


Figura 3.3. Importancia relativa del N derivado del suelo y del fertilizante en el N absorbido por la planta entera a floración, en relación a la dosis de N.

El N total (suelo+fertilizante) acumulado por la planta entera se relacionó en forma cuadrática con la dosis de fertilización utilizada ($R^2 = 0.959$; $p = 0.040$) (Figura 3.4). Esto podría indicar que en el tratamiento de mayor dosis (N250) otros factores limitaron la absorción de N, antes que la disponibilidad del mismo. El N absorbido proveniente del fertilizante siguió una tendencia similar a la absorción de N total, también mostrando una relación cuadrática ($R^2 = 0.993$; $p = 0.006$). El N acumulado proveniente del suelo no se relacionó con el N aplicado por fertilización ($p > 0.05$).

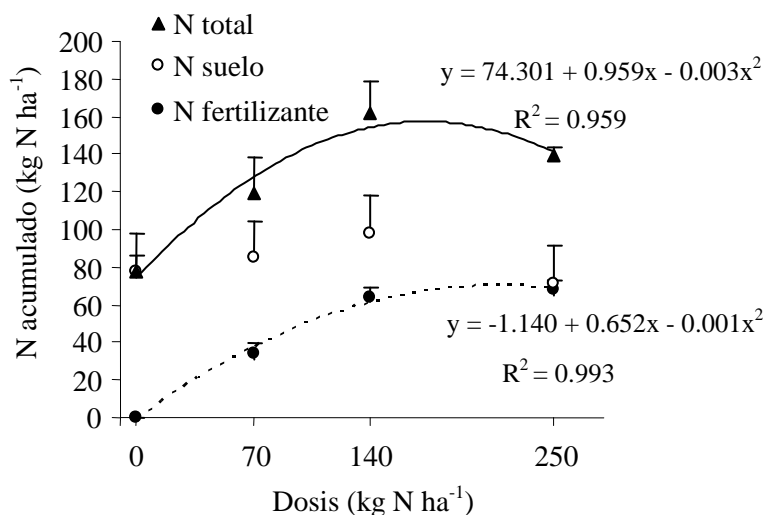


Figura 3.4. Relación entre el N total, el N derivado del suelo y el N derivado del fertilizante acumulado en planta entera a floración, con la dosis de fertilización. Líneas: error estándar. Se graficaron solo las curvas donde las relaciones fueron significativas: N fertilizante (línea punteada) y N total (línea llena).

Los resultados muestran que hasta floración, la disponibilidad de N no limitó la producción de biomasa. Sin embargo, aumentos en la disponibilidad de N incrementaron la absorción del nutriente y permitieron a las plantas alcanzar la etapa de

consumo de lujo. Este N acumulado en los órganos del maíz puede ser beneficioso en estados fenológicos más avanzados, cuando la disponibilidad de N sea menor. La fertilización con una dosis muy elevada (N250), no presentó beneficios en relación a la dosis intermedia (N140) ya que no incrementó la biomasa producida, ni el N acumulado.

3.4.1.2. Muestreo en madurez fisiológica

A madurez fisiológica, los tratamientos con dosis mayores (N140 y N250) generaron mayor biomasa total y vegetativa aérea que los de dosis menores (N0 y N140), sin presentar diferencias entre ellos. La mayor producción de granos la presentaron los tratamientos con dosis mayores (N140 y N250), sin diferir entre sí (Tabla 3.4). Los marlos de los tratamientos fertilizados generaron mayores biomásas en relación al testigo, pero sin diferenciarse entre sí. La biomasa radical no presentó diferencias significativas entre tratamientos.

La biomasa total y de todos los órganos estudiados, con excepción de las raíces, se relacionaron lineal y significativamente con la dosis de N aplicada (ecuaciones 3.4 a 3.6) (Figura 3.5).

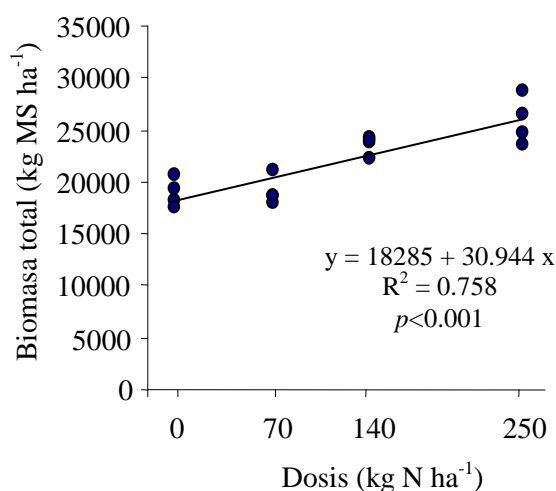


Figura 3.5. Relación entre la biomasa total producida hasta madurez fisiológica y la dosis de fertilización.

$$\text{Biomasa aérea vegetativa (kg MS ha}^{-1}\text{)} = 7516.3 + 13.299 \cdot N \quad (R^2 = 0.543; p=0.001) \quad (\text{Ecuación 3.4})$$

$$\text{Marlos (kg MS ha}^{-1}\text{)} = 1632.8 + 2.351 \cdot N \quad (R^2 = 0.507; p=0.0019) \quad (\text{Ecuación 3.5})$$

$$\text{Granos (kg MS ha}^{-1}\text{)} = 7805.2 + 15.393 \cdot N \quad (R^2 = 0.594; p=0.0004) \quad (\text{Ecuación 3.6})$$

Donde: N = dosis de N aplicada, expresada en kg N ha⁻¹

MS = materia seca

Tabla 3.4. Biomasa, concentración de N, N total, N derivado del suelo y N derivado del fertilizante en parte aérea vegetativa, raíces, marlos, granos y planta entera a cosecha. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

	Biomasa	Concentración de N	N total	N suelo	N fertilizante
	kg MS ha ⁻¹	— % —		kg N ha ⁻¹	
<i>Biomasa aérea vegetativa</i>					
N0	8058 (b)	0.519 (b)	42.33 (b)	42.33 (a)	—
N70	7254 (b)	0.621 (ab)	45.00 (b)	34.01 (a)	10.99 (c)
N140	10098 (a)	0.769 (a)	77.52 (a)	51.73 (a)	25.74 (b)
N250	10772 (a)	0.789 (a)	85.45 (a)	48.20 (a)	37.25 (a)
<i>Biomasa radical</i>					
N0	1550.0 (a)	1.392 (b)	20.80 (a)	20.80 (a)	—
N70	1393.6 (a)	1.783 (a)	24.19 (a)	21.57 (a)	2.62 (b)
N140	1242.5 (a)	1.859 (a)	22.74 (a)	19.10 (a)	3.64 (b)
N250	1629.3 (a)	1.838 (a)	29.70 (a)	21.32 (a)	8.38 (a)
<i>Marlos</i>					
N0	1589.7 (b)	0.285 (a)	4.49 (b)	4.50 (a)	—
N70	1777.6 (ab)	0.412 (a)	7.18 (a)	7.07 (a)	0.11 (c)
N140	2092.4 (a)	0.401 (a)	8.39 (a)	7.87 (a)	0.52 (b)
N250	2153.0 (a)	0.401 (a)	8.50 (a)	7.38 (a)	1.12 (a)
<i>Granos</i>					
N0	7679 (c)	0.951 (b)	73.75 (c)	73.75 (a)	—
N70	8646 (bc)	1.168 (a)	101.77 (bc)	74.19 (a)	27.57 (b)
N140	10635 (ab)	1.296 (a)	137.73 (ab)	87.88 (a)	49.85 (ab)
N250	11342 (a)	1.317 (a)	149.95 (a)	79.13 (a)	70.81 (a)
<i>Biomasa Total</i>					
N0	18877 (b)	—	141.37 (b)	141.37 (a)	—
N70	19071 (b)	—	178.15 (b)	134.81 (a)	43.34 (c)
N140	24067 (a)	—	246.39 (a)	155.83 (a)	82.38 (b)
N250	25896 (a)	—	273.60 (a)	153.50 (a)	120.09 (a)

La relación *Biomasa aérea total/Raíces* a cosecha varió entre 12.1 y 18.8. El Índice de Cosecha se encontró entre 0.40 y 0.45. Estos valores son similares a los encontrados en nuestro país (Cirilo y Andrade, 1994; Echarte y Andrade, 2003) y en otros (Costa et al., 2002b; Liu et al., 2004; Gava et al., 2006; Subedi et al., 2006).

La concentración de N en granos y raíces fue mayor en los tratamientos fertilizados que en el testigo (Tabla 3.4). En la biomasa aérea vegetativa fue mayor con las mayores dosis de fertilización (N140 y N250) y el tratamiento N70 no difirió del resto. La concentración de N promedio en la biomasa aérea vegetativa disminuyó de 1.31% en floración a 0.67% a cosecha. Esto evidencia un proceso de removilización de N hacia los destinos reproductivos (Pommel et al., 2006), que se discutirá mas adelante. En los marlos la fertilización no afectó la concentración de N.

La acumulación de N total en planta entera se relacionó en forma cuadrática con el N aportado (Figura 3.6 y Tabla 3.4). La fertilización incrementó la acumulación de N en todos los órganos estudiados, con excepción de las raíces (Tabla 3.4). En granos y biomasa aérea vegetativa las mayores dosis de fertilización (N140 y N250) acumularon más N que el testigo y la dosis menor (N70), sin diferenciarse entre sí. El índice de cosecha de N se encontró entre 0.52 y 0.58.

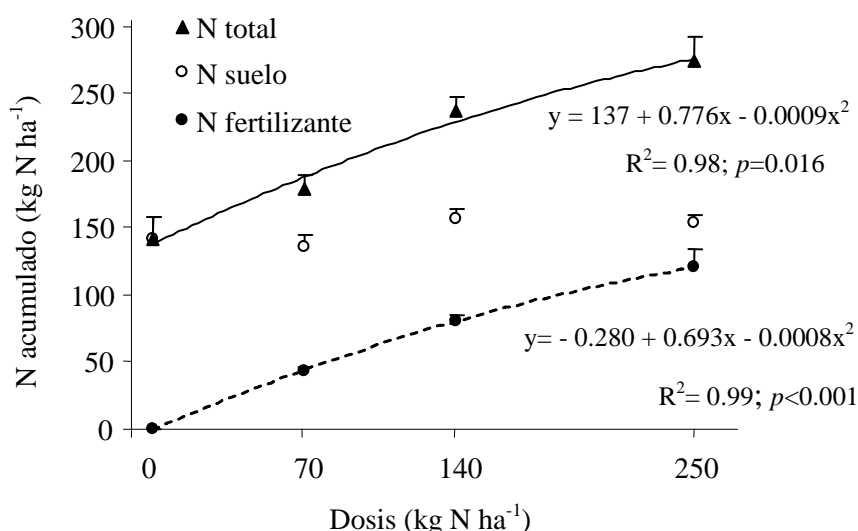


Figura 3.6. Relación entre el N total, el N derivado del suelo y el N derivado del fertilizante acumulado en planta entera a cosecha, con la dosis. Líneas: error estándar. Solo curvas con relaciones significativas: N total (llena) y N fertilizante (punteada).

La relación *N acumulado en grano/Rendimiento* se utiliza para determinar la existencia de déficits de N que afecten la producción de granos en maíz (Cerrato y Blackmer, 1990). El límite validado en la región por Uhart y Andrade (1995a) fue 12 g N kg grano⁻¹, por debajo del cual el rendimiento se encuentra afectado por deficiencias de N. Los tratamientos N0, N70, N140 y N250 mostraron relaciones de 9.5, 11.6, 12.9 y 13.1 g N kg grano⁻¹, respectivamente. Los tratamientos N0 y N70 presentaron valores menores al crítico, coincidiendo con los menores rendimientos obtenidos, estando en consonancia con lo establecido por Uhart y Andrade (1995a). Por lo tanto, en nuestro experimento, las dosis de fertilización para no presentar mermas de rendimiento, por déficit de N, deben ser superiores a los 70 kg N ha⁻¹.

A madurez, el N acumulado proveniente del suelo superó al proveniente del fertilizante, al igual que a floración (Figura 3.6 y 3.7). Esto muestra la gran importancia que tiene el aporte de suelo, en la provisión de N al cultivo. El N derivado del suelo, representa entre el 56 y 76% del total absorbido. En forma similar, Stevens et al. (2005), con dosis de fertilización entre 64 y 268 kg N ha⁻¹, encontraron que el suelo aportaba entre el 54 y 83% del N total absorbido por la planta entera. Nuestros datos muestran que la proporción relativa de N aportado por el suelo fue menor cuando mayor fue la dosis de fertilizante aplicado (Figura 3.7). Esto surge a partir de que el N absorbido desde el suelo no difirió entre los tratamientos y el proveniente del fertilizante aumentó a medida que aumentó la dosis de N (Figura 3.6 y Tabla 3.4). Estos resultados difieren a los encontrados por otros autores (p.e. Stevens et al., 2005) quienes hallaron incrementos en el N absorbido tanto desde el fertilizante como desde del suelo, a medida que se incrementaba la dosis de fertilización. La vinculación entre el aumento en la absorción del N derivado del suelo y la dosis de fertilización fue explicada por el “efecto *priming*” explicado anteriormente (Westerman y Kurtz, 1973; Cookson et al., 2000; Kuzyakov et al., 2000). En la presente tesis no se encontraron evidencias de la ocurrencia de dicho efecto, ya que no existió relación entre la absorción de N proveniente del suelo y la dosis de fertilización (Figura 3.6). En forma opuesta, el N absorbido proveniente del fertilizante se relacionó con el N aplicado por fertilización en forma cuadrática y significativa (Figura 3.6).

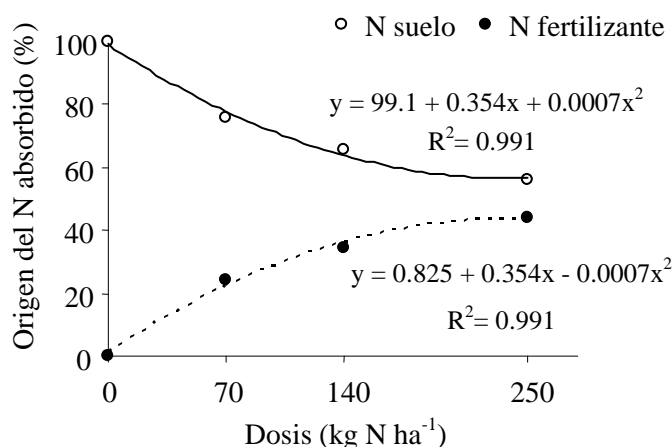


Figura 3.7. Importancia relativa del N derivado del suelo y del fertilizante en el N absorbido por la planta entera a madurez en relación a la dosis de N.

Las figuras 3.3 y 3.7 muestran la importancia relativa de cada uno de los orígenes (suelo o fertilizante) en la absorción total de N a floración y a cosecha, respectivamente. Se puede apreciar que hasta floración, el N proveniente del suelo fue levemente menos importante que a cosecha (70 vs 74%). Esto puede estar originado por un agotamiento del N proveniente del fertilizante a lo largo del ciclo, y paralelamente un aumento del proveniente del suelo. Lo último se relaciona con mayores tasas de mineralización generadas por incrementos de temperaturas (Álvarez, 1999). Daniel et al. (1986) también encontraron en maíz fertilizado con ^{15}N , que el N del fertilizante absorbido disminuía su importancia relativa, a medida que avanzaba el ciclo del cultivo. Esto fue explicado por un empobrecimiento del N proveniente del fertilizante consecuencia de la absorción por el cultivo.

El N acumulado proveniente del suelo no mostró diferencias entre tratamientos, en ninguno de los órganos del maíz (Tabla 3.4). Por otro lado, el N recuperado del fertilizante, mostró diferencias significativas entre tratamientos, en todos los órganos estudiados. En líneas generales, al incrementarse la dosis se detectó más N proveniente de fertilizante (Tabla 3.4). La recuperación del N del fertilizante por la planta entera fue, en promedio, del 56%, variando entre 48 y 62%. Estos valores son superiores a los encontrados, utilizando también la técnica isotópica, por Schindler y Knighton (1999), Stevens et al. (2005) y Tolessa et al. (2007). Estos autores recuperaron entre el 28 y 45% del N aplicado. Estas diferencias pueden deberse a que en nuestro caso se trató de un año agrícola sin adversidades climáticas y sanitarias, a diferencia de los trabajos mencionados, y a que esos autores no cuantificaron el N recuperado en raíces. Las mayores proporciones de N recuperado coincidieron con las menores dosis de N aplicado. Esto coincide con lo encontrado por Nissen y Wander (2003). El mismo panorama se observa en cada órgano por separado. La recuperación del N del fertilizante en los granos (porción exportada) fue 39.4, 35.6 y 28.3%, siendo mayor en la menor dosis utilizada y viceversa. Por lo tanto, en promedio, el 65% del N aplicado no se exporta con los granos, y queda en el sistema suelo-planta o se pierde por diferentes vías (volatilización, desnitrificación o lixiviación). La recuperación por la biomasa aérea vegetativa fue de 15.7, 18.4 y 14.9 %, para N70, N140 y N250, respectivamente. Las raíces y los marlos recuperaron porcentajes bajos y similares entre sí (3.60 y 2.27%, respectivamente). Schindler y Knighton (1999) encontraron similares recuperaciones (31.8%) en los granos de maíz fertilizado con una dosis equivalente al tratamiento N140 del presente trabajo.

En la Figura 3.8 puede observarse la evolución del contenido de N (suelo y fertilizante) entre floración y cosecha en plata entera. Esto integra los valores presentados en las figuras 3.4 y 3.6, dándole un enfoque temporal. El 60.6% del N total acumulado a cosecha, fue absorbido hasta floración, sin existir diferencias entre tratamientos. Estos valores son similares a los hallados por otros autores (Aldrich y Leng, 1974; Cregan y Van Berkum, 1984; Pommel et al., 2006; Coque y Gallais, 2007). El 57% del N proveniente del suelo acumulado a cosecha y el 71%, del N proveniente del fertilizante, fueron absorbidos hasta floración.

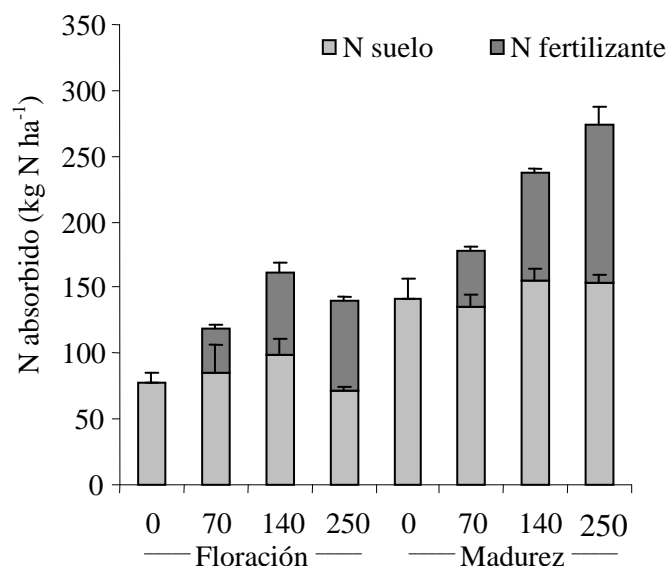


Figura 3.8. Evolución de N derivado del suelo y el N derivado del fertilizante, absorbido a floración y a madurez fisiológica. Líneas: error estándar.

La traslocación aparente de N desde la biomasa aérea vegetativa hacia los granos se calculó como la diferencia en el contenido de N de la biomasa aérea vegetativa entre floración y cosecha (Pommel et al., 2006). En promedio, la traslocación aparente fue de 45 kg N ha⁻¹, y se relacionó directa y linealmente con el contenido de N en la biomasa aérea a floración (Ecuación 3.7). Pommel et al. (2006) hallaron valores similares de traslocación. Estos resultados evidencian la importancia del N acumulado hasta floración. Como se discutiera anteriormente, este valor se relaciona directamente con la fertilización, a pesar de no haberse encontrado diferencias significativas en la biomasa producida en ese estado (Tabla 3.3).

$$\text{N traslocado (kg N ha}^{-1}\text{)} = -18.27 + 0.59 * \text{N en la biomasa aérea a floración (kg N ha}^{-1}\text{)} \quad (R^2 = 0.61; p = 0.0003) \quad (\text{Ecuación 3.7})$$

3.4.2. Destinos del N del fertilizante no recuperado por la planta

3.4.2.1. Nitrógeno inorgánico en el perfil del suelo y lixiviación de nitratos

La mayor parte del N del suelo se encuentra en la fracción orgánica, y sólo una pequeña fracción se encuentra en forma inorgánica. La mineralización de la fracción orgánica da como resultado formas de N inorgánicas, siendo los nitratos y el amonio las principales. Estas formas, especialmente los nitratos, son las que se encuentran disponibles para los cultivos (Tisdale et al., 1993). El perfil de nitratos del sitio experimental se caracterizó a la siembra y a la cosecha (Figura 3.9A). No se detectaron diferencias significativas en el contenido nitratos totales (0-300 cm) entre la siembra y la cosecha, (104 y 107 kg N-NO₃ ha⁻¹, respectivamente) (Figura 3.9A). A la siembra se

observa una acumulación de nitratos en los primeros 33 cm del perfil. A medida que se incrementa la profundidad, los nitratos disminuyen. A los 233 cm los nitratos vuelven a aumentar, Sin embargo, dichos valores muestran gran variabilidad, que será motivo de un análisis ulterior.

Los nitratos totales (suelo+fertilizante) presentes a cosecha, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos, en ninguna de las profundidades analizadas (Figura 3.9B). Pueden apreciarse tres zonas de acumulación. Al igual que a la siembra, la acumulación más importante, comprendida en los primeros 33 cm del perfil, se puede atribuir a la presencia de mayor contenido de materia orgánica y mayor actividad microbiana. Las otras acumulaciones de nitratos se encontraron entre los 99 y 133 cm y los 200 y 233 cm de profundidad. Posiblemente estas acumulaciones se deban a desplazamientos descendentes de los nitratos disueltos en la solución del suelo, ante eventos pluviométricos. Este desplazamiento, llamado de tipo pistón puede ser una consecuencia de lluvias insuficientes para transportarlos a mayores profundidades (Peterson et al., 2002).

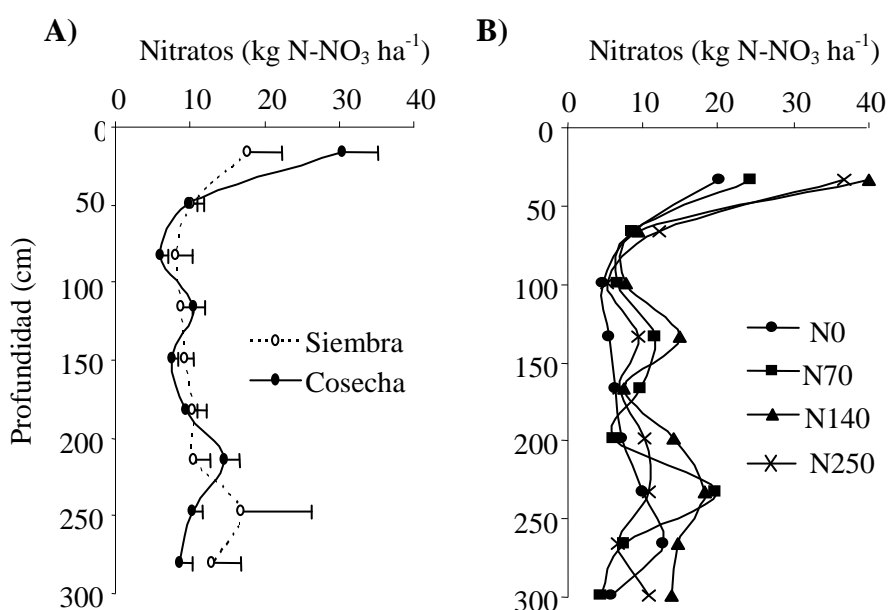


Figura 3.9. A) Distribución de nitratos (kg N-NO₃ ha⁻¹) del suelo a siembra y a cosecha del maíz (promedio de los tratamientos). B) Contenido de nitratos (kg N-NO₃ ha⁻¹) para cada tratamiento a cosecha de maíz. Líneas: error estándar.

La cantidad de nitratos nativos del suelo (¹⁴N-NO₃) puede incrementarse ante una fertilización. Esto se debe a la posible ocurrencia de varios procesos: i) intercambio isotópico entre el N orgánico nativo y el N del fertilizante a través de un proceso de inmovilización-mineralización; ii) intercambio entre el amonio intercambiable del suelo y el incorporado por el fertilizante; iii) un incremento en la mineralización de la materia orgánica, por el ya señalado “efecto *priming*” (Simpson y Freney, 1967; Hart et al., 1986; Jenkinson et al., 1985; Harmsen y Moraghan, 1988; Lin et al., 2004). Los dos primeros procesos son característicos de la técnica isotópica que, de ocurrir, disminuyen la precisión de los valores determinados. En cambio, el “efecto *priming*” es un proceso natural del suelo inducido por la fertilización. En nuestro caso, no se encontraron diferencias significativas en el contenido de nitratos nativos del suelo entre los diferentes tratamientos, en ninguna de las profundidades analizadas (Figura 3.10). Por lo tanto, se asume que estos procesos no fueron de importancia y confirma lo discutido anteriormente para la planta, donde no se evidenció un incremento en la absorción del N

derivado del suelo.

En general, el contenido de nitratos nativos del suelo determinados a cosecha fue superior al proveniente del fertilizante (Figura 3.10). Excepciones de lo anterior ocurrieron en los primeros 33 cm de los tratamientos N140 y N250 y entre los 99 y 133 cm del tratamiento N250, donde los contenidos de nitratos de ambos orígenes fueron similares (Figura 3.10).

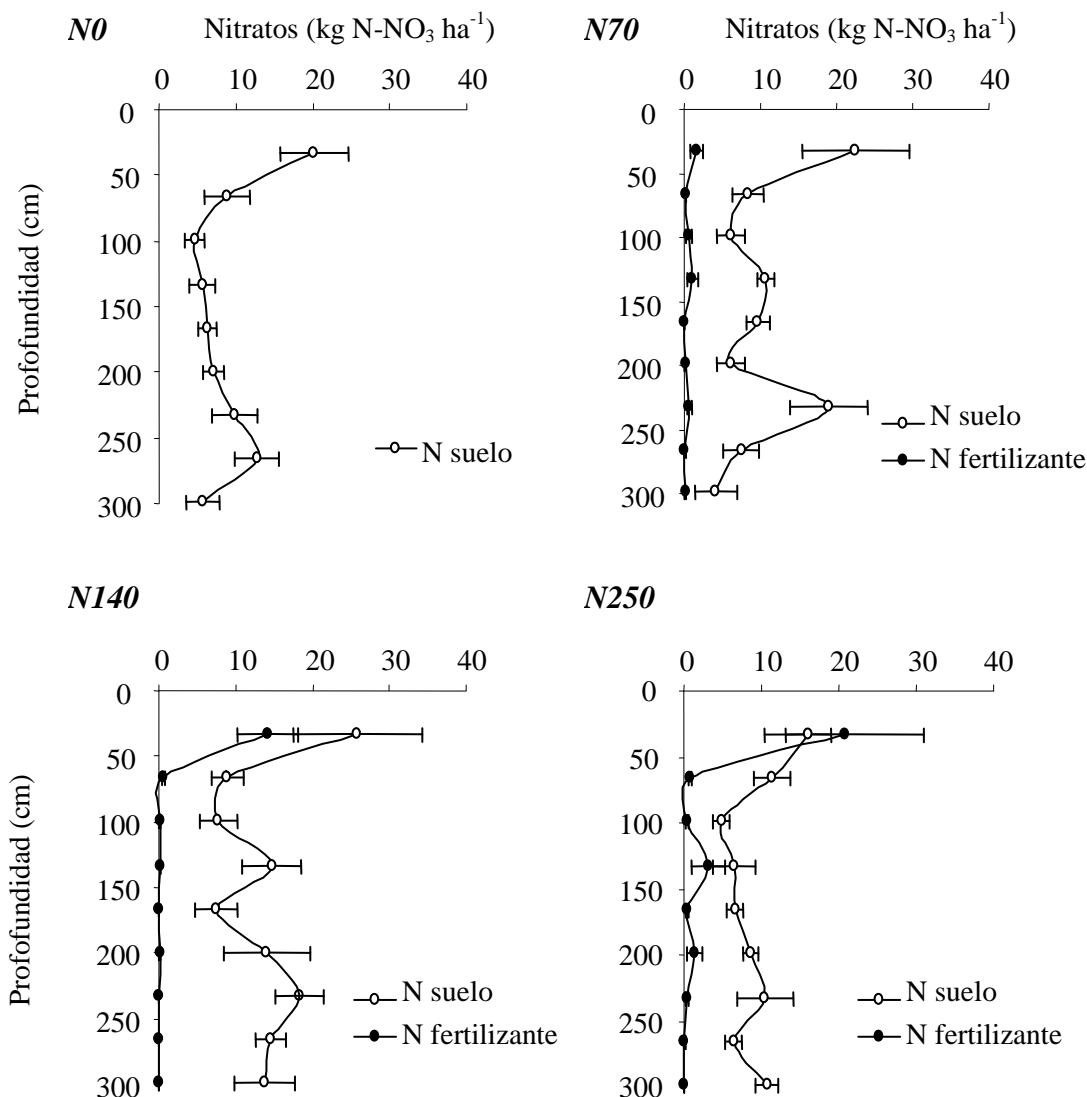


Figura 3.10. Contenido de nitratos naturales del suelo y provenientes del fertilizante, de 0-300 cm de profundidad a cosecha del maíz (kg N-NO₃ ha⁻¹). Líneas: error estándar.

En contraste a lo discutido para el contenido de nitratos totales y nativos del suelo, el contenido de nitratos provenientes del fertilizante mostró diferencias entre tratamientos. Hasta los 300 cm de profundidad se registraron 4.58, 15.31 y 27.21 kg ¹⁵N-NO₃ ha⁻¹, provenientes del fertilizante, para los tratamientos N70, N140 y N250, respectivamente (Figura 3.11A). Los tratamientos N140 y N250 presentaron mayores niveles de nitratos provenientes del fertilizante que el N70, no difiriendo estadísticamente entre sí. Las diferencias encontradas se concentran de los primeros 33 cm de profundidad (Figura 3.11A). Por debajo de dicha profundidad solo se encontraron diferencias significativas entre los 200 y 233 cm, donde el tratamiento N140 mostró

menor contenido de nitratos provenientes del fertilizante que los otros tratamientos. Sin embargo, los niveles de nitratos en dicho estrato son muy bajos y de escasa trascendencia.

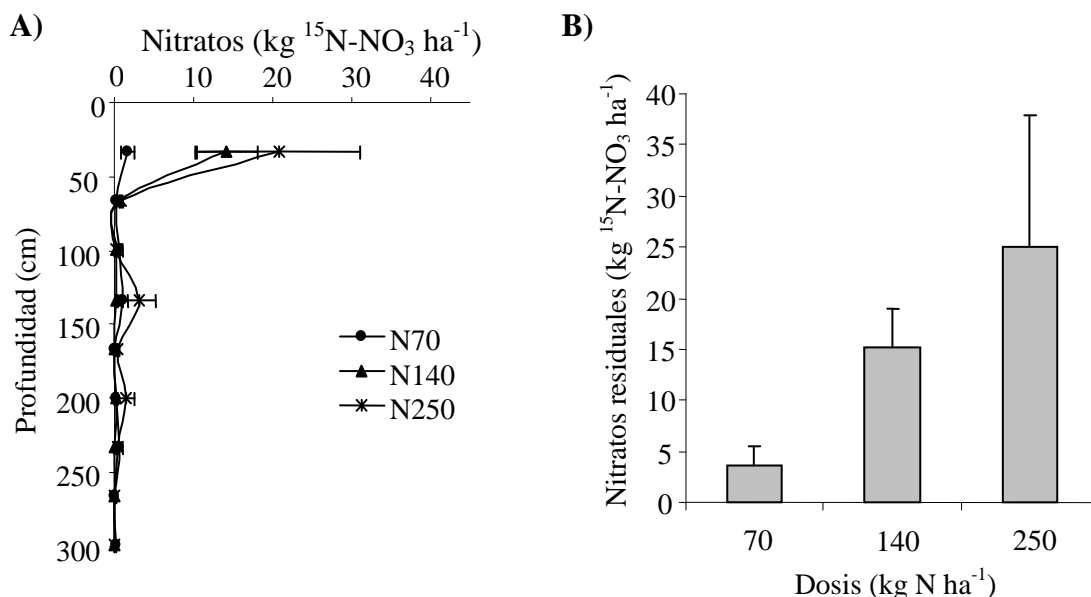


Figura 3.11. A) Distribución de los nitratos derivados del fertilizante hasta los 300 cm de profundidad (kg $^{15}\text{N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$) a cosecha del maíz. **B)** Nitratos residuales (0-150 cm) provenientes del fertilizante a cosecha del maíz. Líneas: error estándar.

Como se indicó en el Capítulo 2, los nitratos presentes en el suelo a cosecha del cultivo suelen dividirse en dos grupos principales, según la profundidad a la que se encuentren. Los nitratos residuales que se ubican por encima de la profundidad radical (150 cm para el maíz) y no se consideran perdidos del sistema ya que pueden ser absorbidos por vegetación activa (Peterson y Power, 1991). Por otro lado, los nitratos profundos (150 a 300 cm de profundidad) se consideran lixiviados, ya que su recuperación por las plantas es de muy escasa magnitud (Follet et al., 1994). En el presente experimento existió un efecto de la fertilización sobre el contenido de nitratos residuales. Los tratamientos N140 y N250 mostraron mayores contenidos de nitratos residuales provenientes del fertilizante que el N70, sin diferir entre sí (Figura 3.11B). Por otro lado, los nitratos profundos provenientes del fertilizante no presentaron diferencias significativas entre tratamientos. En promedio se registraron valores de nitratos lixiviados de $1.13 \text{ kg } ^{15}\text{N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$. Esto estaría indicando que, para las condiciones del presente experimento, la aplicación de fertilizantes nitrogenados a la siembra del maíz genera una mínima lixiviación de nitratos durante el ciclo del cultivo. Esto representa, en promedio, una pérdida del 0.84% del N incorporado por fertilización. Por otro lado, si bien los nitratos profundos nativos del suelo no difirieron entre tratamientos, sus valores fueron importantes $46 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$, en promedio. No se puede descartar que parte de estos nitratos se hayan lixiviado durante el periodo del ensayo, pero la escasa magnitud de los nitratos lixiviados a partir del fertilizante aplicado en el actual periodo, hace presumir que corresponden a periodos previos. Estos nitratos lixiviados pueden provenir de fertilizaciones anteriores o de la mineralización de la materia orgánica, incluyendo rastrojos (Andriulo et al., 2000). Esto muestra que la lixiviación es un proceso de importancia en la pérdida de N del sistema, con una participación relativa de la fertilización.

Los nitratos determinados mostraron una elevada variabilidad en todos los tratamientos y profundidades. El coeficiente de variación promedio fue de 54%,

variando entre extremos del 23 al 130%. Si bien estos valores son elevados, no son atípicos para determinaciones de nitratos en el suelo (Moreno et al., 1996; Román et al., 2002). La elevada movilidad (horizontal o vertical), los posibles caminos de pérdida y las posibles transformaciones a otras formas químicas, confieren a los nitratos un elevado grado de variabilidad (Diez et al., 1994).

El contenido de amonio fue estudiado sin discriminar el origen del mismo (suelo o fertilizante), a siembra y a cosecha del cultivo (Figuras 3.12A y 3.12B). No se detectaron diferencias entre el contenido de amonio a la siembra con el presente a cosecha (161 y 187 kg N-NH₄ ha⁻¹, respectivamente) (Figura 3.12A). Portela et al (2006), tampoco encontraron diferencias en el contenido de amonio entre siembra y cosecha de maíz fertilizado. Tampoco se encontraron diferencias entre tratamientos en el contenido de amonio a cosecha, en ninguna de las profundidades estudiadas ni en el total hallado hasta los 3 metros de profundidad (Figura 3.12B). Es ampliamente conocido que, en general, los nitratos son los responsable de las variaciones en el nivel de N inorgánico del suelo y que las concentraciones de amonio son bastantes estables (Alvarez y Steinbach, 2012b). Los valores de amonio encontrados son elevados, superando a los nitratos en la mayoría de las situaciones (Figura 3.13A y 3.13B). Cabe destacar que en suelos de pastizales es común que la concentración de amonio exceda a la de los nitratos (Taboada y Lavado, 1986). Sin embargo, en suelos agrícolas la mayoría de la literatura mundial indica un predominio de nitratos sobre el amonio. A pesar de lo anterior existen experiencias internacionales que muestran situaciones donde el amonio supera a los nitratos (Westerman et al., 1994; Blevins et al., 1996; Liu et al., 2003; Haberle et al., 2004). Autores locales también reportaron valores superiores de amonio al de los nitratos, y dentro del rango encontrado en el presente trabajo (Perotti et al., 1995; Pidello et al., 1995; Sainz Rozas et al., 1997; Portela et al., 2006).

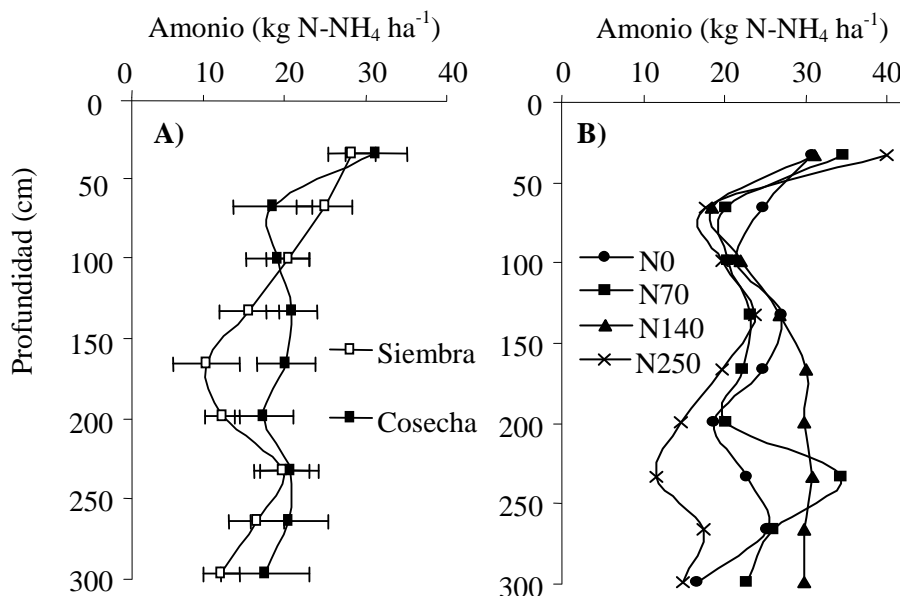


Figura 3.12. A) Contenido de amonio a la siembra y a la cosecha del maíz (promedio de todos los tratamientos) (kg N-NH₄ ha⁻¹); B) Contenido de amonio para cada tratamiento y promedio (kg N-NH₄ ha⁻¹) a cosecha del maíz. Líneas: error estándar.

El contenido de amonio de cada horizonte a la siembra se relacionó significativamente en forma positiva con su contenido de arcilla+limo (Ecuación 3.8).

$$\text{N-NH}_4 \text{ (kg N ha}^{-1}\text{)} = 11.65 + 0.6463 * \text{Arcillas+Limo (\%)} \quad (R^2 = 0.73; p=0.003) \quad (\text{Ecuación 3.8})$$

Picone et al. (1980), encontraron relaciones similares entre el amonio no intercambiable (fijado) y el contenido de arcilla+limo. Esto lo atribuyen a la presencia de elevados contenidos de arcillas illíticas en los suelos pampeanos, con alta capacidad de fijación del amonio. Si bien los resultados encontrados por los autores mencionados se refieren al amonio no intercambiable, existe un equilibrio entre éste y el amonio intercambiable (Juang et al., 2001). Por otro lado, Picone et al. (1980) encontraron un incremento en el contenido de amonio no intercambiable por el uso reiterado de fertilizantes. Sin descartar posibles problemas metodológicos indicados por Portela et al. (2006), es posible que los altos contenidos de amonio hallados en la presente tesis puedan atribuirse a la presencia de altos contenidos de amonio no intercambiable, relacionado con el contenido de illitas, el efecto de fertilizaciones nitrogenadas previas.

A la siembra, el contenido de amonio fue superior al de nitratos hasta los 150 cm de profundidad. A partir de dicha profundidad, los valores se asemejaron (Figura 3.13A). A cosecha, en el estrato superior del suelo (0-33cm) los contenidos de N-NH_4 y N-NO_3 fueron similares. A partir de dicha capa el contenido de amonio siempre superó al de los nitratos (Figura 3.13B). El patrón en la distribución de ambos iones en el perfil del suelo a cosecha fue similar.

Debido a que no se encontraron diferencias en los valores de amonio entre los tratamientos fertilizados y el testigo, y tampoco entre los valores encontrados a la siembra y la cosecha, puede estimarse *a priori* que esta fracción no fue un destino importante del N del fertilizante.

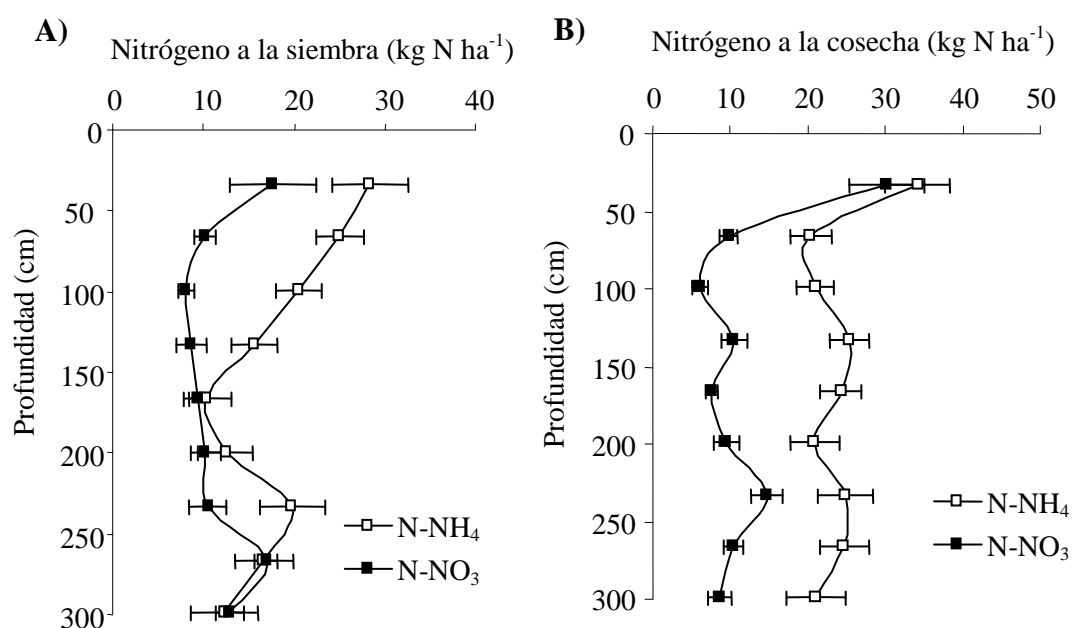


Figura 3.13. Contenido de nitratos y amonio en el perfil del suelo a la siembra (A) y a la cosecha (B). Líneas: error estándar.

3.4.2.2. Nitrógeno volatilizado

Desde el momento de la fertilización hasta la finalización del experimento (99 días después de la fertilización) el amoníaco volatilizado total (N suelo+N fertilizante) fue mayor a medida que aumentó la dosis de N aplicada (Tabla 3.5; Figuras 3.14A y 3.14B). Las mayores pérdidas tuvieron lugar en los tratamientos N140 y N250, sin encontrarse diferencias entre ellos. El N volatilizado total se relacionó en forma cuadrática, con la dosis de fertilización utilizada (Figura 3.14A). La volatilización natural del suelo (suelo sin fertilizar) está representada por la ordenada al origen de la curva de

correlación hallada ($2.3 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$). Similares valores de amoníaco volatilizado fueron observados en un experimento realizado con maíz en la misma zona, tanto para un testigo sin fertilizar, como para la aplicación 60 kg N ha^{-1} , como urea (Álvarez et al., 2007). Con la excepción de los datos del trabajo de Álvarez et al. (2007), los datos del presente experimento son superiores a otros provenientes de la Región Pampeana. Estas diferencias se deben principalmente a que en dichos experimentos las temperaturas en el momento de la fertilización fueron menores a las del presente o que en ellos se abarcó un periodo de medición menor (Salvagioti, 2005). Las menores temperaturas registradas se deben a fertilizaciones realizadas a la siembra en lugar de V6 (Palma et al., 1998) o a experimentos realizados en el sudeste bonaerense (Sainz el Rozas et al., 2004). Los datos reportados por la bibliografía internacional muestran pérdidas en algunos casos inferiores (Liu et al., 2003) y en otros superiores (Cai et al., 2002) a los valores encontrados en el presente trabajo. En este último caso se registraron pérdidas por volatilización del 48% del N (urea) cuando el fertilizante fue aplicado en superficie y del 11% cuando fue incorporado a 10 cm de profundidad. En nuestro caso, la profundidad a la que se incorporó el fertilizante fue 2 a 3 cm, siendo insuficiente para minimizar estas pérdidas.

Las pérdidas de amoníaco en los tratamientos fertilizados ocurrieron principalmente durante los 10 días posteriores a la fertilización (Figura 3.14B). Durante el período mencionado se emitió a la atmósfera el 86, 77 y 59% del total perdido hasta el fin del ensayo, en los tratamientos N70, N140 y N250, respectivamente. Otros autores también encontraron que las mayores pérdidas ocurrían los 6 días posteriores a la fertilización (Sainz Rozas et al., 1999; Cai et al., 2002; Mattos et al., 2003; Wang et al., 2004). Las mayores pérdidas iniciales pueden deberse a incrementos en el pH del suelo y a un pico en la concentración de amonio en la solución del mismo (Cai et al., 2002). En el presente experimento, puede apreciarse que, a medida que la dosis de fertilización fue mayor, las pérdidas se mantuvieron elevadas por más tiempo (Figura 3.14B).

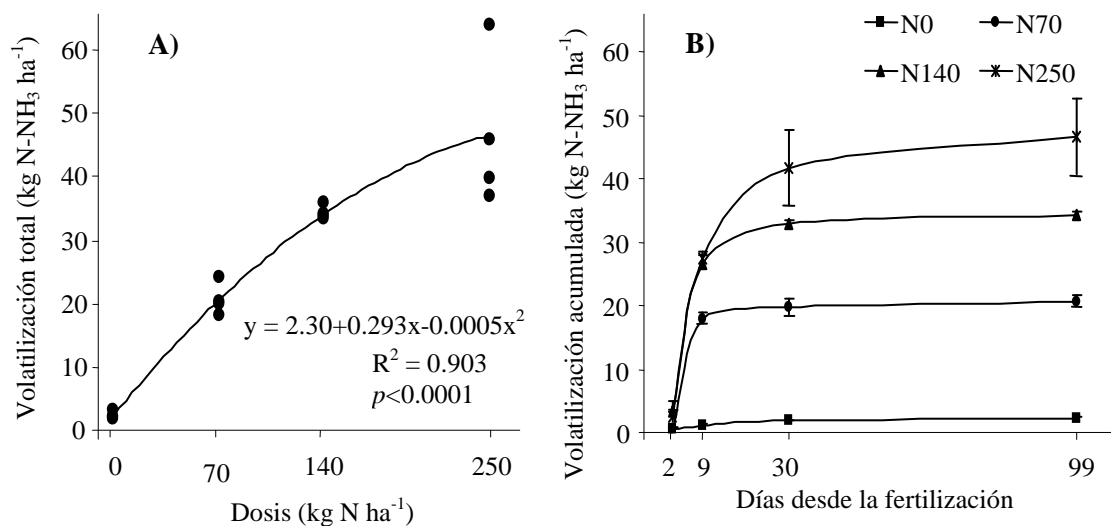


Figura 3.14. A) Amoníaco volatilizado total en relación a la dosis de fertilización. B) Evolución del amoníaco volatilizado para distintas dosis. Líneas: Error estándar.

La determinación del $^{15}\text{N-NH}_4^+$ en los extractos de volatilización permitió discriminar el origen del N volatilizado (Figura 3.15). Tanto el amoníaco volatilizado desde el suelo, como desde el fertilizante fueron mayores a medida que se incrementó la dosis de fertilización aplicada (Tabla 3.5). Por esta vía se perdió el 24.6, 20.3 y 15.4% del N aplicado, para los tratamientos N70, N140 y N250, respectivamente. El incremento en la tasa de volatilización del N proveniente del suelo pudo tener dos

causas. Por un lado, un incremento del pH del suelo originado por la presencia de amoníaco proveniente de la fertilización (Ferguson et al., 1984). Por otro lado, puede deberse al intercambio isotópico, mencionado anteriormente (Jenkinson et al., 1985; Harmsen y Moraghan, 1988). Como se discutió anteriormente, el intercambio isotópico, de existir, fue despreciable en el presente experimento. Por lo tanto, se puede asumir que las diferencias se deben a la primera de las causas: un incremento en el pH del suelo. De cualquier manera, la pérdida de N por volatilización desde el suelo representó una fracción menor de la pérdida total, en el orden de 16 al 18% del N volatilizado total.

En la Figura 3.15 puede verse la evolución temporal de las pérdidas por volatilización, originadas por el suelo y por el fertilizante. Puede apreciarse que el N volatilizado desde el fertilizante tuvo un pico máximo entre los días 2 y 9 después de la fertilización. Esto coincide con el inicio de la hidrólisis de la urea, considerado a partir del tercer día, o antes, en condiciones adecuadas de temperatura y humedad (Tisdale et al., 1993). También se observa que el N volatilizado desde el fertilizante fue importante hasta las últimas etapas estudiadas, principalmente en el tratamiento N250.

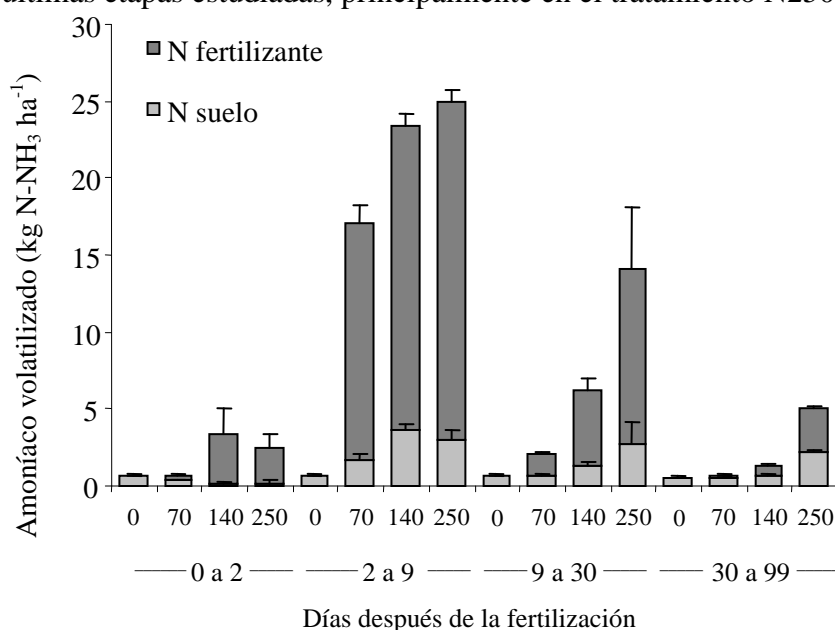


Figura 3.15. Evolución de la volatilización de amoníaco derivado del suelo y derivado del fertilizante, entre fechas de medición. Líneas: error estándar.

Tabla 3.5. Pérdidas de amoníaco por volatilización: derivadas del suelo, del fertilizante y totales (suelo+fertilizante). * = valores transformados logarítmicamente en el análisis estadístico, para lograr homogeneidad de varianzas. Letras diferentes: diferencias entre tratamientos ($p < 0.05$).

	N-NH ₃ total	N-NH ₃ suelo	¹⁵ N-NH ₃ fertilizante
	kg N-NH ₃ ha ⁻¹		
0 a 2 días después de la fertilización			
N0	0.599 (c) *	0.599 (a)	
N70	0.646 (bc) *	0.351 (ab)	0.294 (b) *
N140	3.327 (a) *	0.183 (b)	3.144 (a) *
N250	2.515 (ab) *	0.188 (b)	2.327 (a) *
2 a 9 días después de la fertilización			
N0	0.610 (c)	0.610 (c)	
N70	17.097 (b)	1.743 (bc)	15.355 (b)
N140	23.376 (a)	3.632 (a)	19.744 (a)
N250	25.019 (a)	2.962 (ab)	22.057 (a)
9 a 30 días después de la fertilización			
N0	0.634 (b) *	0.634 (a) *	
N70	2.074 (b) *	0.689 (a) *	1.385 (b) *
N140	6.260 (a) *	1.330 (a) *	4.930 (a) *
N250	14.047 (a) *	2.760 (a) *	11.287 (a) *
30 a 99 días después de la fertilización			
N0	0.467 (c)	0.467 (b)	
N70	0.705 (c)	0.513 (b)	0.192 (c)
N140	1.318 (b)	0.678 (b)	0.640 (b)
N250	5.029 (a)	2.224 (a)	2.805 (a)
Total acumulado			
N0	2.311 (c) *	2.311 (b) *	
N70	20.522 (b) *	3.296 (b) *	17.226 (c) *
N140	34.280 (a) *	5.823 (a) *	28.457 (b) *
N250	46.611 (a) *	8.135 (a) *	38.476 (a) *

3.4.2.3. Nitrógeno inmovilizado en la fracción orgánica del suelo

Cómo se analizó en la introducción, la absorción del N (nitratos y amonio) por la microflora del suelo y su posterior incorporación en compuestos orgánicos es un destino importante del N del fertilizante (Reddy y Reddy, 1993; Portela et al., 2006). En el presente experimento, el contenido de N total del suelo en los primeros 30 cm no mostró diferencias significativas entre tratamientos, siendo en promedio 0.164% N. A pesar de ello, se encontraron diferencias significativas en el contenido de N proveniente del fertilizante dentro de la fracción orgánica del suelo. El tratamiento N250 mostró el mayor contenido de N proveniente del fertilizante (52.8 kg ¹⁵N ha⁻¹), en la fracción orgánica (Figura 3.16). Los tratamientos N70 y N140 mostraron valores significativamente menores (7.6 y 11.4 kg N ha⁻¹, respectivamente), no difiriendo entre sí. Otros autores también encontraron a la fracción orgánica como un destino importante del fertilizante en la Región Pampeana (Sainz Rozas et al., 2004; Portela et al., 2006).

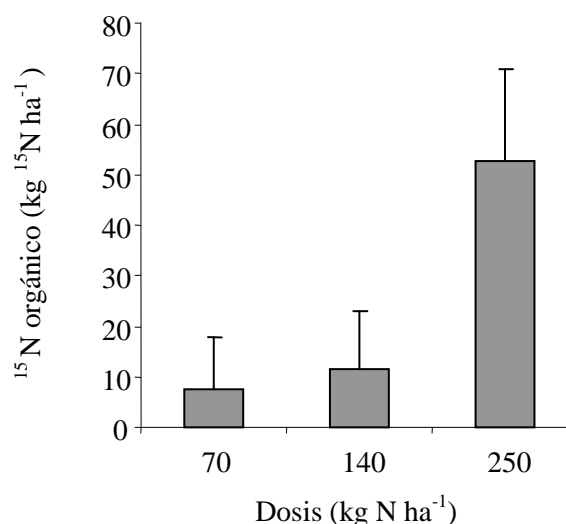


Figura 3.16. Nitrógeno derivado del fertilizante (kg ¹⁵N ha⁻¹) a cosecha, en forma orgánica de 0-30 cm de profundidad. Líneas: error estándar.

Se estableció una relación cuadrática entre el contenido de N proveniente del fertilizante en la materia orgánica y la dosis de fertilización utilizada (Ecuación 3.9). La fracción orgánica es más estable que la inorgánica (Reddy y Reddy, 1993) y debe sufrir el proceso de mineralización para liberar formas de N inorgánicas. Esta liberación es gradual en el tiempo, por lo que su sincronización con la demanda del cultivo es mayor que la del N aplicado por fertilización. Por este motivo, la retención de N del fertilizante en la materia orgánica del suelo y su posterior liberación gradual, podría significar una conservación del nutriente del fertilizante en el suelo hasta momentos en que el cultivo pueda aprovecharlo. Este comportamiento estaría mostrando cierta capacidad *buffer* del suelo que conduciría a reducir pérdidas de nitratos por lixiviación ante dosis excesivas de fertilizantes nitrogenados. A pesar de lo anterior, debe tenerse en cuenta que el fertilizante retenido por la fracción orgánica del suelo pasa a formar parte de las fracciones más lábiles de la misma (Álvarez y Álvarez, 2000). Por lo tanto, el efecto *buffer* mencionado debe considerarse solo a corto plazo, las altas tasas de mineralización podrían liberarlo en poco tiempo, volviendo a ser susceptible de lixivarse. Este comportamiento se verá en el Capítulo 5 de esta tesis.

$$^{15}\text{N orgánico (kg } ^{15}\text{N ha}^{-1}) = 1.505 - 0.041 \cdot \text{Dosis (kg N ha}^{-1}) + 0.001 \cdot \text{Dosis}^2$$

($R^2 = 0.98$; $p=0.02$) (Ecuación 3.9)

3.4.3. Destinos del fertilizante a cosecha del maíz

En la bibliografía se registran escasos trabajos donde se relevan simultáneamente todos los destinos del fertilizante aplicado al suelo. En esas pocas investigaciones se utilizó el método diferencial (Liu et al., 2003; Sainz Rozas et al., 2004). Por el contrario, no se encontraron publicaciones en las que se haya utilizado la técnica isotópica y en las que se incluyan todos los destinos del fertilizante en maíz. Autores como Porter (1995), Blevins et al. (1996), Schindler y Knighton (1999), Nishio et al. (2002), Stevens et al. (2005), Gava et al. (2006), Portela et al. (2006), Jayasundara et al. (2007) y Tolessa et al. (2007) utilizaron esta técnica, pero dejando siempre destinos del N sin determinar. Ante esta falencia común en los trabajos mencionados, se asume en general que la cantidad de N no recuperada forma parte de una o más de las vías de pérdidas (volatilización, desnitrificación o lixiviación). Por otro lado, muchos de

los trabajos en los que se evaluó la recuperación del fertilizante en la biomasa aérea del maíz, así como en otros cultivos, no discriminan la recuperación en cada uno de los órganos (Porter, 1995; Blevins et al., 1996). Otros autores discriminaron los órganos aéreos, pero no consideraron las raíces (Reddy y Reddy, 1993; Schindler y Knighton, 1999; Portela et al., 2006; Tolessa et al., 2007). En la presente tesis se avanzó respecto a los trabajos previos, cubriendo los destinos del N que la propia literatura indica como de mayor magnitud. En la Figura 3.17 pueden apreciarse los destinos del fertilizante, en forma relativa a la dosis de fertilización utilizada. La recuperación del fertilizante en todos los compartimentos estudiados (acumulado en planta, incorporado en la materia orgánica, volatilizado y remanente como nitratos, residuales y lixiviados) fue en promedio del 99.2%, siendo mayor cuando menor fue la dosis. En el tratamiento N70, la recuperación promedio superó el 100%, siendo el exceso detectado de 2.7 kg N ha⁻¹. En los tratamientos N140 y N250, la recuperación fue inferior al 100%, quedando sin detectar 3.9 y 11.4 kg N ha⁻¹, respectivamente. Probablemente esto se deba a la variación en los resultados de cada uno de los compartimentos, a diferente nivel de precisión de los diferentes métodos analíticos utilizados o a imprecisiones inherentes a destinos de límites difusos (p.e. la materia orgánica del suelo). De todos modos, al ser todos los valores de recuperación cercanos al 100%, se confirma que los posibles destinos del fertilizante no cuantificados en la presente tesis, son de baja magnitud. Por ejemplo, se confirma que la desnitrificación para fertilizaciones realizadas con posterioridad a la siembra, es mínima, siendo una vía de salida de N insignificante cuando se plantean los destinos de los fertilizantes nitrogenados en sistemas de producción de cultivos como el maíz (Palma et al., 1997; Sainz Rozas et al., 2001; Cosentino et al., 2013).

El principal destino del fertilizante fue la planta, en todos los tratamientos. En planta se recuperó, en promedio, el 56% del N aplicado por fertilización (Figura 3.17). Sin embargo, a medida que la dosis de fertilización se incrementó, el porcentaje de recuperación por la planta fue de menor importancia relativa. Los siguientes destinos del N fueron, en orden de importancia, la fracción orgánica del suelo y la volatilización del amoníaco. El comportamiento de estos destinos fue diferente según la dosis aplicada: en los tratamientos con las dosis de fertilizante más bajas (N70 y N140) la volatilización fue un destino más importante que el componente orgánico (22% y 9%, respectivamente en promedio). En el tratamiento de mayor dosis (N250) la situación fue la inversa: el componente orgánico fue un destino mas importante que la volatilización (21% y 15%, respectivamente).

El destino de los nitratos remanentes en el suelo hasta los 300 cm de profundidad, se mantuvo bastante constante entre tratamientos, siendo en promedio 9.4%. El destino del fertilizante como nitratos residuales representó, en promedio, el 8.6% del N aplicado. Consecuentemente, los nitratos lixiviados representaron sólo el 0.8% del N del fertilizante. Estos resultados indican claramente que en años en los que el cultivo puede desarrollar su potencial productivo (p.e. años con adecuado régimen pluviométrico), aunque las dosis de fertilizantes nitrogenados sean elevadas (N250), la lixiviación de ese fertilizante no sería un proceso de importancia. Sin embargo no se puede descartar la posibilidad de que existan valores de lixiviación importantes provenientes de otros orígenes diferentes a la fertilización del año en cuestión (p.e. mineralización de la materia orgánica del suelo o los residuos de cultivos anteriores, o remanentes de fertilizaciones anteriores).

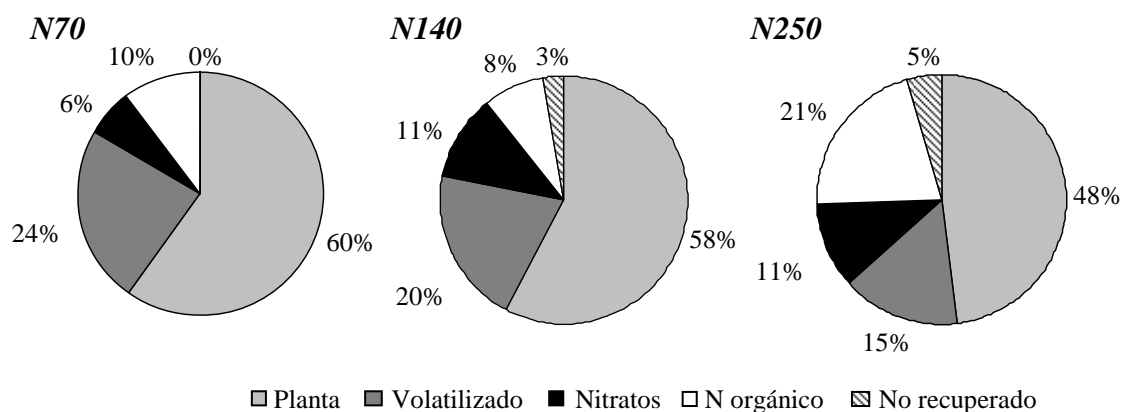


Figura 3.17. Destinos del N del fertilizante aplicado para cada tratamiento, en forma relativa al N aplicado por fertilización. Planta: N absorbido por la planta entera a cosecha; Volatilizado: N-NH₃ volatilizado desde la fertilización hasta la cosecha; Nitratos: N-NO₃ (0 a 300 cm) a cosecha; N orgánico: ¹⁵N en el componente orgánico (0-30 cm); No recuperado: fracción no recuperada del total aplicado.

Para finalizar, se elaboró un esquema donde se resumen los rangos de los destinos del ¹⁵N de una fertilización específica, distinguiéndose entre los remanentes en el sistema (rastreo, raíces, nitratos residuales e inmovilizado en la materia orgánica) y las salidas del sistema (exportación en granos, volatilización y lixiviación) (Figura 3.18).

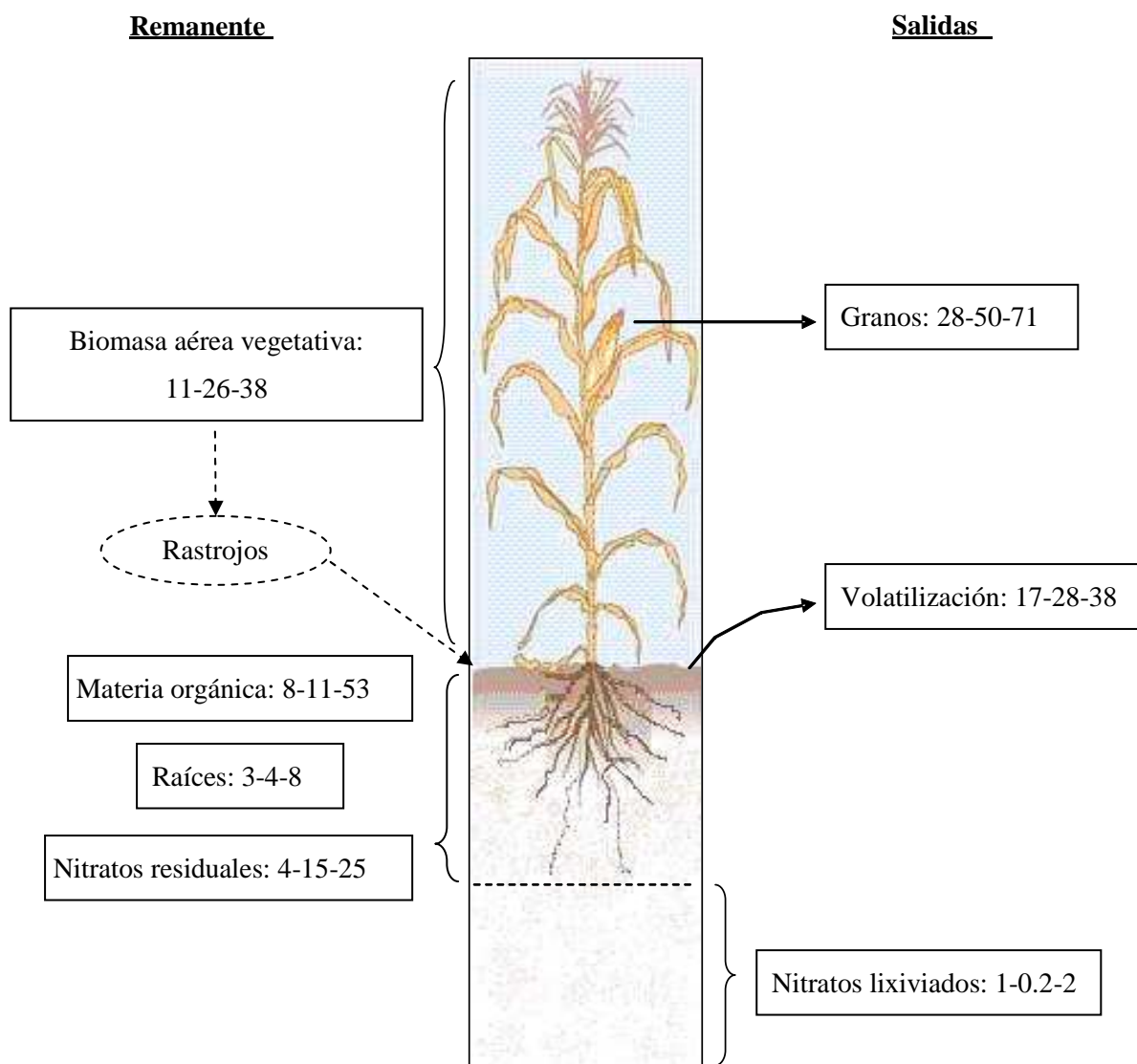


Figura 3.18. Nitrógeno derivado del fertilizante en los compartimentos remanentes (Biomasa aérea vegetativa, Raíces, Materia Orgánica, Nitratos residuales) y las salidas del sistema (Granos, Volatilización y Nitratos lixiviados). Los valores siguen el orden de acuerdo a la dosis (N70, N140, N250) y están expresados en kg N ha^{-1} .

3.5. CONSIDERACIONES FINALES

En la Figura 3.19 puede apreciarse que la dosis de fertilización de 140 kg N ha^{-1} , aparenta ser un punto de inflexión. Aparenta ser la dosis a partir de la cual incrementos en la misma no generan incrementos en la respuesta a la fertilización, para el contenido de nitratos presente a la siembra en el presente experimento (Tabla 3.4). Cuando se incrementa el aporte de N por encima de dicha dosis, la eficiencia de absorción del N del fertilizante por la planta disminuye en forma notable (Figura 3.17). En el caso de los nitratos se da una situación diferente ya que las dos dosis mayores (N140 y N250) presentaron la misma cantidad de N proveniente del fertilizante en esta forma (Figura 3.11A). La volatilización fue un destino que parece no haberse saturado y se incrementa en forma lineal en relación a la dosis utilizada (Tabla 3.5). Por otro lado, el destino hacia las formas orgánica, a partir de esta dosis se incrementa exponencialmente. Esto estaría denotando que cuando se superan los niveles de suficiencia la planta disminuye

su capacidad de retener el N aportado, incrementando la potencialidad de los otros destinos. Dentro de ellos, el destino orgánico parece ser el de mayor importancia, pudiendo actuar como *buffer* del sistema a corto plazo.

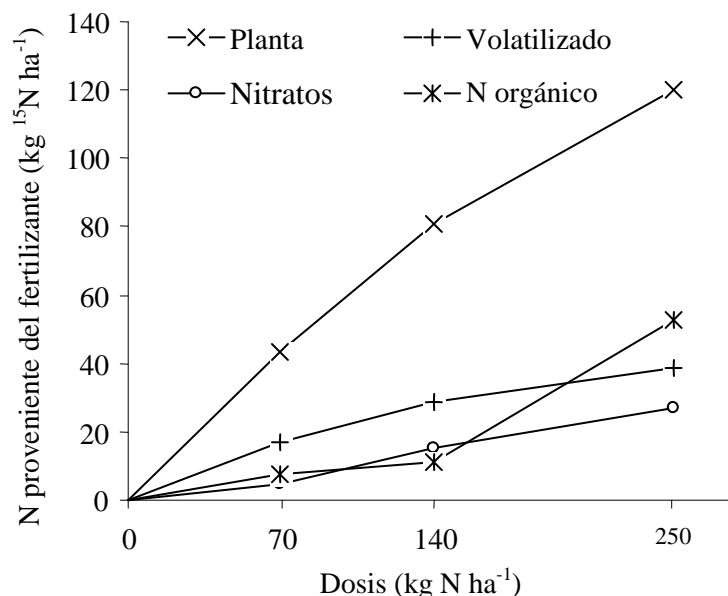


Figura 3.19. Contenido de N derivado del fertilizante absorbido en planta entera, volatilizado, en forma de nitratos e inmovilizado por la materia orgánica.

Todo lo desarrollado en el presente capítulo muestra que el objetivo propuesto se cumplió. Por un lado, no solo se cuantificó y analizó el destino del N del fertilizante en plantas de maíz, distinguiendo la partición del N en diferentes órganos a cosecha, sino también que se lo efectuó a floración. Por otro lado, también se cumplió con la determinación de la ubicación del N del fertilizante remanente como nitratos residuales, inmovilizado en la materia orgánica, o perdido por lixiviación y volatilización. También se incluyó la determinación y el análisis del N del en forma de amonio.

La hipótesis planteada se rechaza. En ella se planteaba que a partir de un valor umbral, los incrementos en la dosis de fertilización generarían un incremento significativo en la concentración de nitratos en las capas profundas del suelo. En el presente experimento se demostró la existencia de un valor umbral (140 kg N ha⁻¹), pero de efectos más complejos que el hipotetizado. No se detectaron incrementos en el contenido de nitratos profundos. A partir de dicho valor se incrementa exponencialmente el destino del fertilizante hacia la fracción orgánica. Por otro lado, los nitratos residuales y el N en la planta aumentan en forma menos pronunciada a partir de dicho umbral. Sólo la volatilización es indiferente a dicho umbral, ya que continúa incrementándose linealmente con el incremento en la dosis de fertilización.

**DESTINO DEL NITRÓGENO DEL FERTILIZANTE CUANDO EL DÉFICIT
HÍDRICO Y NITROGENADO OCURREN SIMULTÁNEAMENTE EN MAÍZ**

4.1. INTRODUCCIÓN

4.1.1. Efecto del déficit hídrico y nitrogenado sobre los cultivos

El déficit hídrico es el principal factor que genera reducciones de los rendimientos de los cultivos en regiones áridas y semiáridas, aunque también es frecuente en regiones subhúmedas y aún en húmedas (Bohnert y Bressan, 2001). La Región Pampeana, al igual que muchas otras regiones húmedas no escapa a este escenario. En esta región, el estado hídrico fue definido como el principal factor determinante de los rendimientos de maíz, quedando la disponibilidad de nitrógeno (N) en segundo lugar (Álvarez y Grigera, 2005; Magrin et al., 2005).

Durante las etapas vegetativas de un cultivo, el déficit hídrico reduce la producción de biomasa, debido a disminuciones en la transpiración (Hanks, 1983). El déficit hídrico también afecta los estados reproductivos. En el caso del maíz, el período comprendido por 2 semanas antes y 2 a 3 semanas después de floración es el más crítico para la ocurrencia de un estrés hídrico y la definición del rendimiento (Hall et al., 1992; Otegui et al., 1995; Singh y Singh, 1995). En la Región Pampeana este período suele coincidir con la existencia de altas temperaturas y consecuentemente elevados niveles de evapotranspiración, lo que favorece la ocurrencia de déficits hídricos.

El estrés hídrico también afecta el desarrollo radical y consecuentemente, la disponibilidad de los nutrientes. Este efecto depende de la intensidad del estrés. Estrés leves, inicialmente pueden incrementar el desarrollo radical (Sharp y Davies, 1979), pero estrés severos y por periodos prolongados, reducen el crecimiento de las raíces (Eghball y Maranville, 1993).

La disponibilidad de N es el segundo factor limitante de los rendimientos de maíz (Álvarez y Grigera, 2005). Las deficiencias de N reducen la producción de biomasa por una menor expansión de las hojas (Muchow, 1989; Uhart y Andrade, 1995a) y un menor ritmo fotosintético (Novoa y Loomis, 1981; Zhao et al., 2003), reduciendo el rendimiento por un menor número de granos y peso de los mismos (Uhart y Andrade, 1995b).

4.1.2. Interacción entre el déficit hídrico y el nivel de nitrógeno en los cultivos

La sensibilidad del maíz al efecto conjunto de disponibilidad de agua y N ha sido estudiada (Rees et al., 1996; Sainz Rozas et al., 2004; Lin et al., 2012), no existiendo aún conceptos uniformes en relación a la interacción sequía-N. Por un lado, algunos autores determinaron que ante un estrés hídrico el rendimiento disminuía más cuando mayores eran las dosis de fertilización (Pandey et al., 2000a; Moser et al., 2006; Lin et al., 2012). En contraposición, otros autores negaron la existencia de dicha interacción, estableciendo que dosis elevadas de N no potencian la reducción en el rendimiento generada por estrés hídricos, aunque los mismos sean severos (Eck, 1984; Al-Kaisi y Yin, 2003). A nivel radical, Eghball y Maranville (1993) establecieron que la biomasa radical no fue afectada por el efecto interactivo entre la dosis de N aplicada por fertilización y el estrés hídrico.

El efecto de la sequía es difícil de estandarizar ya que depende de las características climáticas, las propiedades del suelo y las particularidades de las plantas. También este efecto depende de la intensidad del estrés y la variabilidad en el tiempo, tanto en la duración como en el momento fenológico en el cual afecta a las plantas (Buljovic y Engels, 2001; Panda et al., 2004). Independientemente de estas consideraciones y, tal como se expone en los Capítulos 2 y 5, cuando el rendimiento se reduce por limitaciones hídricas, y dependiendo de las prácticas de manejo, la proporción de N del fertilizante recuperado por los cultivos suele ser baja (Ma et al., 1995; Macdonald et al., 1997; Hood et al., 1999). Por ello, es común encontrar un

porcentaje importante de N proveniente de los fertilizantes que permanece en el suelo después de la cosecha (Macdonald et al., 1997). Ese N puede pasar a formar parte de la fracción orgánica e inorgánica del suelo o perderse del sistema (lixiviación, volatilización o desnitrificación), significando una pérdida económica y efectos ambientales no deseados.

4.2. OBJETIVO E HIPÓTESIS

4.2.1. Objetivo general

El **objetivo** del presente capítulo fue estudiar la interacción entre el estrés hídrico y la disponibilidad de N sobre la producción de biomasa aérea y subterránea de maíz, y los destinos del fertilizante nitrogenado.

4.2.2. Hipótesis

Ante un estrés hídrico moderado en maíz, la biomasa y la acumulación de N (derivado del fertilizante y derivado del suelo) se reducen, independientemente del nivel de disponibilidad nitrogenada, incrementándose otros destinos del N del fertilizante.

4.3. MATERIALES Y MÉTODOS

4.3.1. Descripción del sitio y diseño del ensayo

Se llevó a cabo un experimento en condiciones semicontroladas (invernáculo con laterales abiertos) en el predio de la Facultad de Agronomía (UBA) ubicado en la ciudad de Buenos Aires (34° 36'S, 58°29'O). Se trabajó con maíz (Cargill Titanium F1), pre-germinado en una cámara de incubación a 25°C por 4 días, previo al transplante, realizado a mediados de noviembre. Se transplantaron 3 plántulas por contenedor, realizándose un raleo 11 días después del transplante, dejando 1 planta por contenedor. Los contenedores utilizados fueron de 60 cm de diámetro y 50 cm de altura. Para evitar una excesiva compactación y asegurar una correcta permeabilidad se utilizó una mezcla de suelo (horizonte superficial de un Argiudol Típico) y arena (relación 3:1). Las características de ese sustrato se presentan en Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Características físico-químicas del sustrato utilizado.

Parámetro	Valor
Carbono orgánico (%)	0.91
pH (agua 1:2.5)	6.0
Fósforo Bray 1 (ppm)	13.2
N-Nitratos (ppm)	1.8
Arcilla (%)	23.6
Limo (%)	21.7
Arena (%)	54.7

Se utilizó un diseño factorial con dos factores: Disponibilidad de N y Humedad, con dos niveles para cada uno. Cada tratamiento contó con cuatro repeticiones, las cuales fueron distribuidas al azar dentro del invernáculo. Los tratamientos fueron:

Factor 1. Disponibilidad de Nitrógeno:

N70: disponibilidad baja, dosis por planta equivalente a 70 kg N ha^{-1}

N140: disponibilidad alta, dosis por planta equivalente a 140 kg N ha^{-1}

Factor 2. Humedad:

-W: con estrés hídrico. Aplicando una lámina de agua correspondiendo al 50% de la evapotranspiración del cultivo estimada a través del método de Penman (Penman, 1948). Se realizó un riego cada 3 días de 8 mm (200 mm en total).

+W: sin estrés hídrico. Aplicando una lámina de agua conforme al 100% de la evapotranspiración estimada. Se realizó un riego cada 3 días de 15 mm (390 mm en total).

Para el cálculo de dosis de fertilización por planta se asumió un total de 71400 plantas ha^{-1} (distancia entre hileras de 70 cm y entre plantas de 20 cm). Las dosis de fertilización seleccionadas generaron dos niveles de disponibilidad nitrogenada, uno bajo y el otro alto, 70 y 140 kg N ha^{-1} , respectivamente (Capítulo 3). La fertilización nitrogenada se realizó con urea marcada isotópicamente con ^{15}N (1.5% abundancia), en el estado de seis hojas (V6) (Ritchie y Hanway, 1982). La urea se aplicó en línea y se incorporó a una profundidad de 2-3 cm, intentando representar las condiciones de campo. Se realizó una fertilización de base pre-transplante, con una dosis equivalente a 20 kg de P ha^{-1} (superfosfato triple), aplicado en cobertura total e incorporado 2 cm.

4.3.2. Toma de muestras y determinaciones analíticas

Se recolectó material vegetal: biomasa aérea (hojas y tallo) y biomasa radical en el estado de R1 (emergencia de estigmas) cuando se dio por finalizado el experimento (77 días después del transplante). En las muestras tomadas se determinó la biomasa producida (secado por 48 horas a 60°C y pesada), N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y proporción de ^{15}N , por espectrometría de emisión óptica (Fiedler y Proksch, 1975).

Se determinó la concentración de nitratos y amonio (Keeney y Nelson, 1982) en el suelo al finalizar el experimento en muestras tomadas de los contenedores hasta los 50 cm de profundidad. Se analizó la proporción correspondiente de $^{15}\text{N-NO}_3$, por la técnica indicada previamente. La cantidad de nitratos en el suelo fue calculada utilizando la concentración de nitratos y la densidad aparente (1.1 g cm^{-3}) determinada por el método del cilindro.

Las pérdidas de N por volatilización se determinaron utilizando el método de Nommik (Nommik, 1973). Las mediciones se realizaron 7 y 52 días después de la fertilización, cuando finalizó el ensayo. Se determinó la concentración de N-NH_3 por microdestilación (Sparks et al., 1996) y de $^{15}\text{N-NH}_3$ por la técnica indicada previamente.

Todas las técnicas analíticas utilizadas en el presente capítulo fueron descritas en el Capítulo 3. La recuperación del fertilizante en la planta, en el suelo como nitratos y en los extractos de volatilización se calculó utilizando las ecuaciones 3.1 y 3.2 descritas en dicho Capítulo.

4.3.3. Estadística

Los resultados fueron analizados estadísticamente utilizando ANVA factorial. Cuando se encontraron diferencias estadísticamente significativas se realizaron comparaciones de medias por el test DMS (diferencia mínima significativa). Estas comparaciones fueron entre tratamientos, cuando se detectó una interacción significativa entre los factores, y entre los factores cuando la interacción no fue significativa. Se estudiaron relaciones entre variables mediante regresiones simples.

4.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.4.1. Producción de biomasa por la planta

La biomasa producida por la planta entera (aérea+raíces) fue mayor cuando no hubo restricciones hídricas (+W) en relación a aquellas que sufrieron estrés hídrico (-W) (Tablas 4.2 y 4.3). La disponibilidad nitrogenada no afectó la producción de biomasa total. La interacción estrés hídrico-N no mostró efectos significativos en la acumulación de biomasa (Tabla 4.3).

Tabla 4.2. Biomasa, Concentración de N, N total, N derivado del suelo (N suelo) y N derivado del fertilizante (N fertilizante), en biomasa aérea, raíces y planta entera en floración. Entre paréntesis: error estándar.

	Biomasa	Concentración de N	N total	N suelo	N fertilizante
	g MS planta ⁻¹	%	g N planta ⁻¹		
<i>Biomasa aérea</i>					
N70-W	146.91 (7.07)	1.31 (0.06)	1.91 (0.11)	0.42 (0.07)	1.49 (0.02)
N140-W	152.72 (6.67)	1.24 (0.03)	1.90 (0.09)	0.36 (0.06)	1.53 (0.02)
N70+W	260.86 (3.24)	0.81 (0.04)	2.12 (0.14)	0.38 (0.07)	1.74 (0.12)
N140+W	266.59 (19.97)	0.97 (0.02)	2.58 (0.26)	0.74 (0.07)	1.84 (0.17)
<i>Biomasa radical</i>					
N70-W	10.98 (2.08)	1.10 (0.09)	0.12 (0.03)	0.01 (0.004)	0.11 (0.02)
N140-W	21.55 (2.63)	1.39 (0.22)	0.30 (0.03)	0.02 (0.006)	0.26 (0.03)
N70+W	24.21 (2.11)	0.85 (0.09)	0.21 (0.04)	0.02 (0.007)	0.18 (0.03)
N140+W	29.13 (2.71)	1.33 (0.29)	0.39 (0.09)	0.07 (0.049)	0.31 (0.05)
<i>Biomasa Total</i>					
N70-W	157.88 (8.81)	————	2.03 (0.06)	0.43 (0.07)	1.60 (0.03)
N140-W	174.27 (7.42)	————	2.19 (0.10)	0.39 (0.06)	1.79 (0.04)
N70+W	285.07 (4.93)	————	2.33 (0.13)	0.40 (0.06)	1.93 (0.09)
N140+W	295.72 (20.64)	————	2.96 (0.29)	0.81 (0.12)	2.15 (0.21)

Tabla 4.3. Análisis estadístico (Valor de p determinado por ANVA) para el efecto de la disponibilidad de agua (W) y nitrógeno (N) sobre la biomasa, concentración de N, N absorbido total, derivado del suelo y derivado del fertilizante, en biomasa aérea, raíces y planta entera en floración.

	Factores principales		Interacción
	W	N	WxN
	p		
Biomasa aérea			
Materia seca	<0.001	0.619	0.997
Concentración de N	<0.001	0.289	0.018
N total absorbido	0.007	0.127	0.110
N absorbido desde el fertilizante	0.028	0.043	0.010
N absorbido desde el suelo	0.012	0.463	0.755
Biomasa radical			
Materia seca	0.001	0.007	0.261
Concentración de N	0.435	0.077	0.639
N total absorbido	0.076	0.003	0.954
N absorbido desde el fertilizante	0.272	0.253	0.510
N absorbido desde el suelo	0.111	0.002	0.700
Biomasa Total			
Materia seca	<0.001	0.285	0.816
N total absorbido	0.008	0.040	0.185
N absorbido desde el fertilizante	0.034	0.046	0.019
N absorbido desde el suelo	0.013	0.099	0.891

Estudiando en forma separada la biomasa aérea y la radical, se encontró que los factores analizados (N y humedad) incidieron en forma diferente en dichos compartimientos. La biomasa aérea sigue el mismo comportamiento que la biomasa total: fue menor cuando existió estrés hídrico, sin ser afectada por la disponibilidad de N. Esto coincide con lo encontrado por Eck (1984) y Al-Kaisi y Yin (2003) quienes determinaron que la dosis de fertilización no influía en el efecto generado por el estrés hídrico. De tal manera, estos resultados contradicen la idea de una interacción entre el efecto de un estrés hídrico moderado y la dosis de fertilización nitrogenada en la producción de biomasa, tal como fue encontrado por Pandey et al. (2000a).

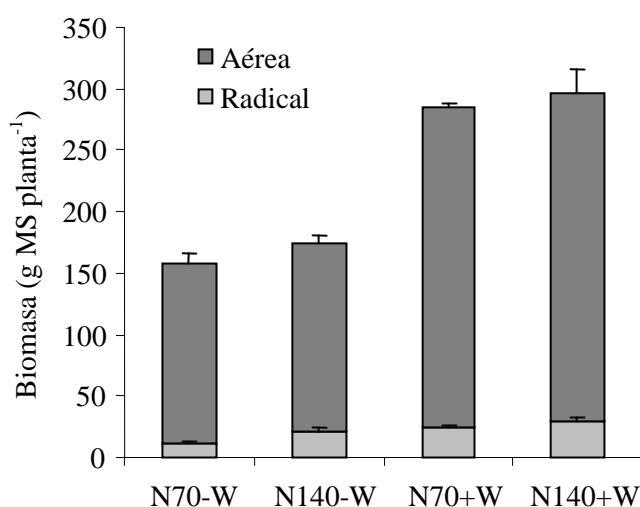


Figura 4.1. Biomasa producida por la fracción aérea y radical en el estado fenológico de R1. Líneas: error estándar.

Las raíces del maíz se comportaron de manera diferente a la parte aérea, y no siguieron ninguna de las alternativas planteadas para la parte aérea por los autores citados anteriormente. Al igual que en la biomasa aérea, no se encontró una interacción en el efecto de la humedad y el N, pero en este caso los dos afectaron la producción de biomasa radical (Tabla 4.3). La producción de biomasa radical fue menor tanto cuando existió estrés hídrico como cuando la dosis de N aplicado fue menor (Tabla 4.2 y 4.3; Figura 4.1). La respuesta de las raíces a un estrés hídrico o nutricional depende mucho de la intensidad del déficit. Como consecuencia, los resultados reportados en la bibliografía sobre la respuesta de las raíces al estrés hídrico son muy dispares. En el presente experimento, la respuesta radical frente al estrés hídrico no coincide con lo encontrado por Prystupa y Lemcoff (1998). Ellos encontraron que la biomasa y longitud radical aumentaban ante un estrés hídrico, en forma opuesta a lo encontrado en la presente tesis.

4.4.2. Concentración de nitrógeno en la planta

La concentración de N en la biomasa aérea exhibió una interacción significativa entre el nivel hídrico y la disponibilidad de N (Tabla 4.3). Los tratamientos que sufrieron estrés hídrico presentaron mayor concentración de N que los no estresados, sin presentar diferencias originadas por la disponibilidad nitrogenada. Por otro lado, en las plantas no estresadas hídricamente cuando mayor fue la disponibilidad nitrogenada, mayor fue la concentración de N en biomasa aérea ($N70-W = N140-W > N140+W > N70+W$) (Tabla 4.2; Figura 4.2). La menor concentración encontrada en las plantas no estresadas hídricamente puede estar ligada a un efecto de dilución, causado por la mayor biomasa aérea producida en esa situación (Andrade et al., 1996).

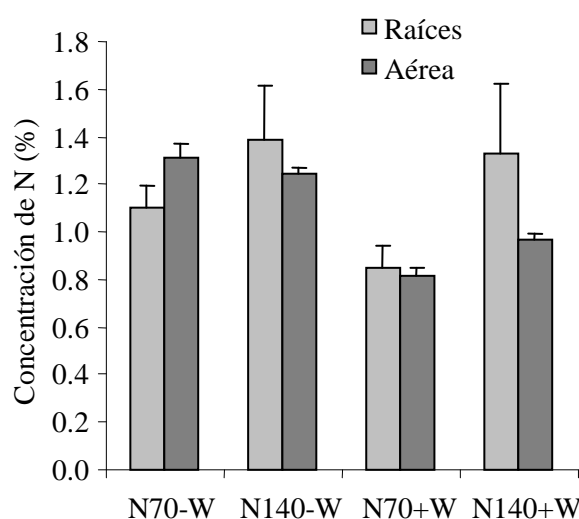


Figura 4.2. Concentración de nitrógeno (%) en la biomasa aérea y radical. Líneas: error estándar.

La concentración de N en biomasa radical no fue afectada significativamente por el nivel hídrico ni por la disponibilidad nitrogenada (Tabla 4.3; Figura 4.2).

4.4.3. Nitrógeno acumulado en las plantas

4.4.3.1. Nitrógeno acumulado total

El N acumulado total (suelo+fertilizante) en la planta entera (biomasa aérea+radical) fue afectado significativamente por ambos factores analizados (nivel hídrico y nivel de N), sin existir una interacción entre ellos (Tabla 4.3). Tanto los tratamientos no estresados hídricamente, como los que contaron con mayor

disponibilidad nitrogenada mostraron las mayores acumulaciones de N (Tabla 4.2; Figura 4.3). Al dividir la biomasa total en aérea y radical, se evidenció que en la aérea, sólo el factor nivel hídrico afectó la absorción total de N, siendo mayor cuando no hubo estrés hídrico (Tabla 4.3). Esto coincide con el incremento en la biomasa producida que, como se mencionó anteriormente, fue mayor en las plantas sin estrés hídrico, no siendo afectado por el nivel de N aplicado. La concentración de N podría ser el otro factor que influyera en la acumulación de N, pero este parámetro fue menor en los tratamientos sin estrés hídrico, por el efecto de dilución mencionado. Por lo tanto, la mayor biomasa producida en los tratamientos sin estrés hídrico fue el factor que determinó la mayor acumulación de N en la biomasa aérea. Al-Kaisi y Yin (2003) también reportaron que la absorción de N ante diferentes condiciones hídricas y dosis de fertilización estaba más relacionada con un aumento en la biomasa producida que por un aumento en la concentración de N en los órganos.

En las raíces, el N total acumulado fue mayor cuando la disponibilidad nitrogenada fue mayor (Tabla 4.2 y 4.3). El nivel hídrico mostró una tendencia ($p=0.076$) a aumentar la acumulación de N en raíces al incrementarse el agua recibida por el maíz (Tabla 4.3). Ambos factores estudiados actuaron en forma independiente.

4.4.3.2. Acumulación de N derivado del suelo

Discriminado el origen del N absorbido se observa que el N derivado del suelo acumulado tanto en la biomasa aérea como considerando la planta entera, fue mayor cuando no hubo estrés hídrico, sin presentar efectos por el nivel de N aplicado (Tabla 4.3). Esto se relacionaría con las mayores demandas de N por las mayores biomásas generadas al no existir restricciones hídricas. En las raíces la mayor dosis de fertilización incrementó el contenido de N derivado del suelo, sin haber sido influenciado por el factor humedad.

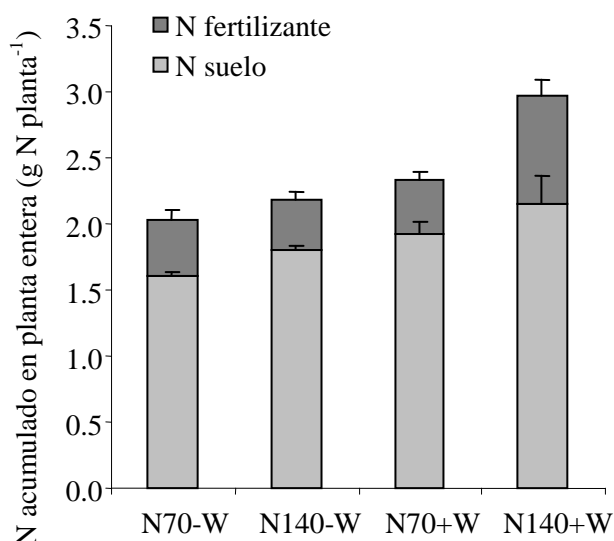


Figura 4.3. Acumulación de nitrógeno derivado del fertilizante y derivado del suelo en la planta entera (biomasa aérea+radical). Líneas = error estándar.

4.4.3.3. Acumulación de N derivado del fertilizante

En la biomasa aérea, al igual que considerando la planta entera, el N proveniente del fertilizante mostró una interacción en el efecto generado por el estrés hídrico y la disponibilidad de N (Tabla 4.3). El tratamiento que acumuló más N proveniente del fertilizante fue el fertilizado con la mayor dosis y no estresado hídricamente (Tabla 4.2; Figura 4.3). El resto de los tratamientos presentaron valores menores, sin existir

diferencias significativas entre ellos. O sea, cuando el agua fue limitante, la absorción de N proveniente del fertilizante no fue afectada por la dosis de fertilización. Contrariamente, cuando el agua no fue un factor limitante la absorción de N aumentó con la mayor dosis de N aplicado. Nuestros datos no coinciden con los de Pandey et al. (2000b), quienes encontraron que la absorción de N por maíz fue más dependiente de la dosis de fertilización que del estrés hídrico. Estas diferencias pueden estar relacionadas con la severidad del estrés hídrico en los diferentes experimentos. Las raíces no mostraron diferencias en el N absorbido proveniente del fertilizante generadas por el nivel hídrico, ni por la disponibilidad de N.

La recuperación del fertilizante por la planta entera, relativa a la dosis utilizada, mostró una interacción entre los factores analizados ($p=0.019$). Fue significativamente menor en el tratamiento que recibió mayor dosis de N y sufrió estrés hídrico, en relación al resto de los tratamientos que no presentaron diferencias entre sí (Figura 4.4). En el tratamiento N140 con estrés hídrico, solo se recuperó en la planta el 19% del N aplicado, mientras que en el resto de los tratamientos, en promedio se recuperó el 41%. La recuperación por la biomasa aérea fue del 18% en el tratamiento N140-W y 39% en el resto de los tratamientos. La recuperación por las raíces no mostró diferencias significativas entre tratamientos, siendo en promedio del 2.1% del N aplicado.

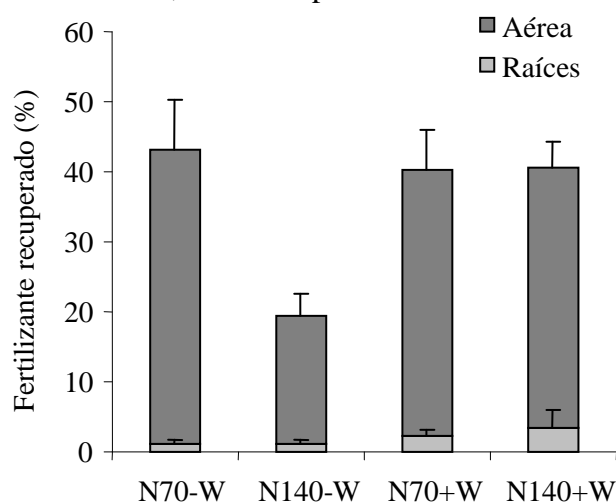


Figura 4.4. Recuperación del fertilizante aplicado en la biomasa aérea y radical. Líneas = error estándar.

4.4.4. Volatilización de amoníaco

El amoníaco volatilizado total ($N-NH_3$ derivado del fertilizante + $N-NH_3$ derivado del suelo) acumulado durante todo el período de estudio, fue significativamente mayor en el tratamiento N140+W en relación al resto de los tratamientos, los cuales no difirieron entre sí (Tablas 4.4 y 4.5). Si bien este resultado fue inesperado, otros autores también mostraron mayores pérdidas por volatilización en suelos con mayor humedad, especialmente cuando la urea era aplicada en suelos con una humedad cercana a la capacidad de campo y luego sufrían desecamiento (Bouwmeester et al., 1985; Hargrove, 1988; Al-Kanani et al., 1991). La volatilización acumulada proveniente del fertilizante también fue mayor en el tratamiento N140+W (Figura 4.5). Por otro lado, las pérdidas de amoníaco natural del suelo no mostraron diferencias significativas entre tratamientos. La volatilización natural del suelo representó aproximadamente el 20% del total volatilizado acumulado.

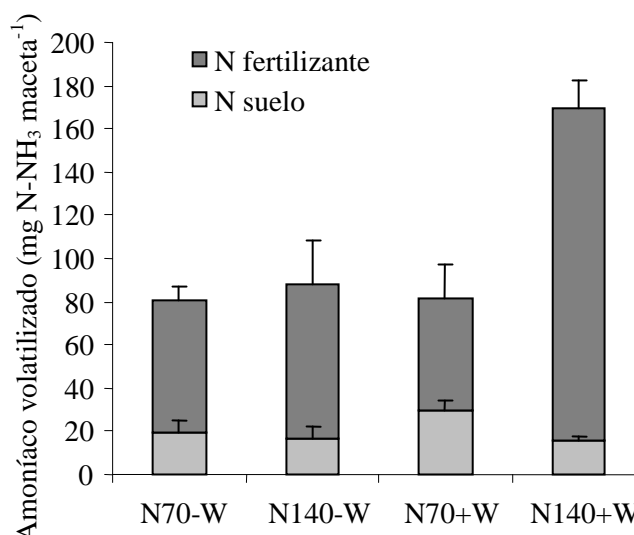


Figura 4.5. Amoníaco (N-NH₃) volatilizado derivado del suelo y del fertilizante desde el momento de la fertilización hasta el fin del experimento. Líneas = error estándar.

Las pérdidas de amoníaco durante los primeros 7 días después de la fertilización correspondieron, en promedio, al 90% de las pérdidas totales durante el periodo estudiado (Tabla 4.4). Durante esa semana, la tasa de volatilización promedio, fue de 11.7 y 1.9 mg N-NH₃ contenedor⁻¹ día⁻¹ para el N derivado del fertilizante y del suelo, respectivamente. Durante los siguientes 42 días los valores descienden drásticamente, 0.05 y 0.15 mg N-NH₃ contenedor⁻¹ día⁻¹, respectivamente. La mayor volatilización natural del suelo durante los primeros días después de la fertilización, en relación a etapas más avanzadas y tal como fue observado en el capítulo anterior, puede ser explicada por el incremento en el pH del suelo, originado por la presencia de amoníaco en el suelo, proveniente de la fertilización (Ferguson et al., 1984).

En la primera semana después de la fertilización, el comportamiento de la volatilización fue el mismo que lo visto para las pérdidas durante todo el período de estudio. El tratamiento N140+W fue el que presentó las mayores pérdidas totales y provenientes del fertilizante (Tabla 4.4). Por otro lado, el N volatilizado derivado del suelo no mostró diferencias significativas.

Durante los siguientes 42 días, las pérdidas de amoníaco totales y derivadas del suelo siguieron el orden N70+W>N140+W>N70-W=N140-W, con una interacción significativa entre los factores analizados. Por otro lado, la volatilización del N derivado del fertilizante fue mayor en los tratamientos sin estrés hídrico, no habiendo sido afectadas por el nivel de fertilización.

Durante el período de estudio (desde la fertilización hasta la finalización del ensayo), las pérdidas de N por volatilización fueron del 3.6 al 7.9% del N aplicado, existiendo diferencias significativas entre tratamientos (N140+W ≥ N70-W = N140-W ≥ N70+W).

Tabla 4.4. Pérdidas de amoníaco por volatilización, derivadas del suelo (N suelo), del fertilizante (N fertilizante). Los valores corresponden a las pérdidas ocurridas entre fechas de medición y a las acumuladas durante todo el periodo de medición. Entre paréntesis: error estándar.

	N-NH ₃	N-NH ₃ suelo	¹⁵ N-NH ₃ fertilizante
	mg N-NH ₃ maceta ⁻¹		
<i>Volatilización 0 a 7 días después de la fertilización</i>			
N70-W	76.36 (10.41)	16.48 (3.92)	59.88 (6.65)
N140-W	82.82 (16.27)	12.71 (5.20)	70.11 (20.16)
N70+W	64.15 (12.98)	16.09 (4.16)	48.06 (15.58)
N140+W	159.80 (12.55)	9.20 (0.77)	150.60 (13.17)
<i>Volatilización 7 a 50 días después de la fertilización</i>			
N70-W	4.11 (1.59)	3.20 (1.25)	0.91 (0.34)
N140-W	5.16 (0.39)	3.99 (0.30)	1.17 (0.23)
N70+W	17.49 (1.63)	13.74 (0.93)	3.75 (0.77)
N140+W	9.37 (1.20)	6.62 (0.77)	2.74 (0.62)
<i>Volatilización acumulada</i>			
N70-W	80.47 (11.90)	19.68 (5.00)	60.79 (6.97)
N140-W	87.98 (16.53)	16.70 (5.33)	71.28 (20.39)
N70+W	81.64 (13.88)	29.83 (4.41)	51.81 (15.81)
N140+W	169.16 (11.46)	15.82 (1.44)	153.35 (12.82)

Tabla 4.5. Análisis estadístico (Valor de *p* determinado por ANVA) para el efecto de la disponibilidad de agua (W) y nitrógeno (N) sobre la volatilización de amoníaco total, derivado del suelo y del fertilizante ocurrida entre fechas de medición y a las acumuladas totales durante todo el periodo de medición.

	Factores principales		Interacción
	W	N	WxN
	<i>p</i>		
<i>Volatilización 0 a 7 días después de la fertilización</i>			
N-NH ₃ total	0.030	0.002	0.005
N-NH ₃ desde el fertilizante	0.038	0.002	0.008
N-NH ₃ desde el suelo	0.625	0.194	0.694
<i>Volatilización 7 a 50 días después de la fertilización</i>			
N-NH ₃ total	0.000	0.019	0.004
N-NH ₃ desde el fertilizante	0.001	0.498	0.259
N-NH ₃ desde el suelo	0.000	0.004	0.000
<i>Volatilización acumulada</i>			
N-NH ₃ total	0.010	0.004	0.012
N-NH ₃ desde el fertilizante	0.029	0.003	0.012
N-NH ₃ desde el suelo	0.305	0.073	0.227

4.4.5. Nitratos en el suelo a floración

La concentración de nitratos totales (suelo+fertilizante) cuantificada al finalizar el experimento fue mayor (*p*=0.053) en los tratamientos con mayor dosis de fertilización, sin estar afectados por el estado hídrico (Tabla 4.6 y 4.7).

Los nitratos provenientes del fertilizante mostraron una interacción significativa entre los factores analizados. En concordancia con la menor recuperación del fertilizante por la planta, los nitratos derivados del fertilizante a cosecha fueron significativamente superiores en el tratamiento N140 con estrés hídrico (Tabla 4.6). Cuando las plantas acumularon más N derivado del fertilizante, los nitratos residuales a cosecha fueron menores. La menor absorción de N debido al estrés hídrico combinada con la mayor

dosis de fertilización (N140), puede incrementar el riesgo de lixiviación de nitratos al quedar mayor cantidad de los mismos en el suelo. Se pudo establecer una relación lineal significativa entre la concentración de nitratos derivados del fertilizante en el suelo al finalizar el ensayo y la recuperación relativa del fertilizante por las plantas ($R^2 = 0.54$; $p < 0.001$) (ecuación 4.1).

$$\text{N-NO}_3 \text{ derivados del fertilizante (ppm)} = 2.322 - 0.0374 * \text{Recuperación relativa del fertilizante por la planta (\%)} \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

Los nitratos nativos del suelo a cosecha no mostraron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 4.7).

Tabla 4.6. Concentración de nitratos (N-NO₃) residuales totales, derivados del suelo (N-NO₃ suelo) y derivados del fertilizante (N-NO₃ fertilizante), en el suelo al finalizar el ensayo. Entre paréntesis: error estándar.

	N-NO ₃	N-NO ₃ suelo	¹⁵ N-NO ₃ fertilizante
		ppm N-NO ₃	
N70-W	2.340 (0.007)	1.872 (0.006)	0.468 (0.001)
N140-W	6.060 (0.325)	3.939 (0.211)	2.121 (0.114)
N70+W	3.175 (0.866)	2.699 (0.736)	0.476 (0.130)
N140+W	4.260 (1.151)	3.408 (0.921)	0.852 (0.230)

Tabla 4.7. Análisis estadístico (Valor de p determinado por ANVA) para el efecto de la disponibilidad de agua (W) y nitrógeno (N) sobre la concentración de nitratos (N-NO₃) totales, derivados del suelo y derivados del fertilizante, al finalizar el ensayo.

	Factores principales		Interacción
	W	N	WxN
	p		
N-NO ₃ totales	0.647	0.053	0.236
N-NO ₃ del fertilizante	0.021	0.002	0.020
N-NO ₃ del suelo	0.860	0.135	0.431

4.4.6. Amonio en el suelo a floración

Al finalizar el experimento se cuantificó el contenido de amonio en el suelo, pero sin distinguir el origen del mismo. Al igual que en condiciones de campo (Capítulo 3), no se encontraron diferencias significativas en el contenido de esta forma de N entre los distintos tratamientos. En promedio el valor hallado fue de 9.8 ppm de N-NH₄, variando entre 7.1 y 13.6 ppm de N-NH₄. De la misma forma que lo discutido en el Capítulo 3, los valores de amonio siempre superaron los de nitratos.

4.4.7. Comparación de destinos del fertilizante aplicado

La absorción de N por la planta fue el principal destino del fertilizante aplicado, dentro de los compartimentos estudiados (Figura 4.6) presentando un rango de 19 a 43%. El tratamiento N140 con estrés hídrico mostró una recuperación del fertilizante en la biomasa total significativamente menor al resto de los tratamientos, los cuales no mostraron diferencias entre ellos.

La volatilización del amoníaco y los nitratos residuales fueron destinos de similar magnitud, con excepción nuevamente del tratamiento N140 con estrés hídrico (Figura 4.6). En dicho tratamiento los nitratos residuales fueron significativamente superiores al resto de los tratamientos y superiores a la volatilización. La

desnitrificación es otro de los destinos posibles, no determinado en el presente estudio, pero de escasa importancia según se detalló en el Capítulo 3. El principal destino no determinado puede ser la fracción orgánica como se detectó en los Capítulos 3 y 5. Como se verá en el Capítulo 5, con una dosis equivalente a N140 con y sin estrés hídrico se detectó en la fracción orgánica del suelo el 56 y el 37% del N aplicado por fertilización, respectivamente. Estos valores se asemejan mucho a las fracciones no detectadas del presente capítulo para las mismas condiciones (57% y 44%). Esto avalaría la suposición de que la fracción del fertilizante no detectado en el presente capítulo corresponde principalmente a la inmovilización por la fracción orgánica del suelo.

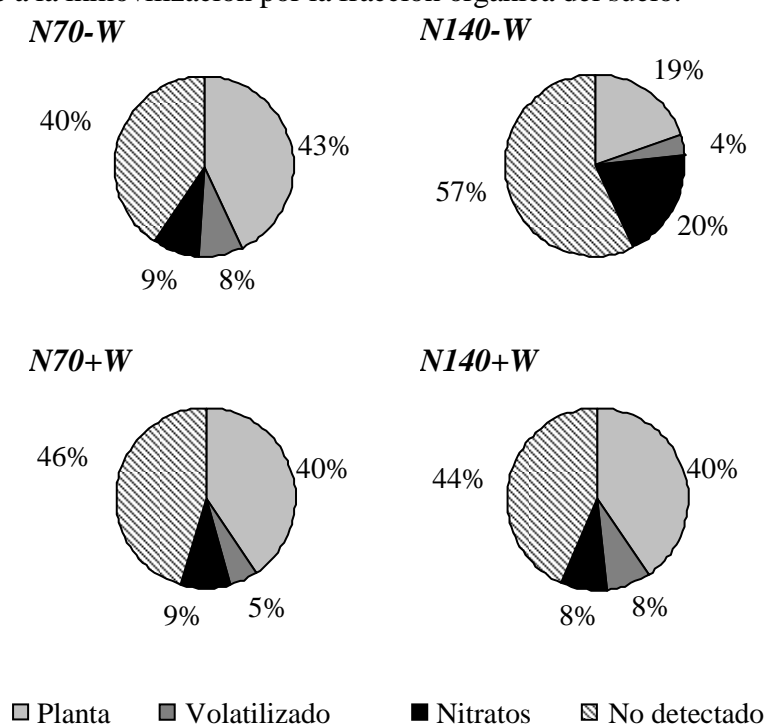


Figura 4.6. Destinos del N del fertilizante aplicado para cada tratamiento, en forma relativa al N aplicado por fertilización. Planta: N acumulado en la planta entera; Volatilizado: N-NH₃ volatilizado acumulado; Nitratos: N-NO₃ en la maceta, al finalizar el experimento; No recuperado: fracción no detectada del total aplicado.

4.5. CONSIDERACIONES FINALES

El estrés hídrico disminuyó el N recuperado por la planta, causando paralelamente un incremento en el contenido de nitratos residuales del suelo. A pesar de que existen otros destinos posibles del N del fertilizante en maíz fertilizado con altas dosis y sujeto a un estrés hídrico, los nitratos residuales son un destino importante. Este resultado confirma en condiciones controladas la potencialidad de que ante un estrés hídrico queden nitratos residuales con posibilidad de moverse por lixiviación hacia los acuíferos subterráneos. Paralelamente, el tratamiento de mayor dosis de N y estresado hídricamente, fue el que presentó la mayor fracción del N proveniente del fertilizante no recuperado en ninguno de los compartimientos analizados en este capítulo. Posiblemente este destino está dado principalmente por la fracción orgánica del suelo. Por lo tanto, ante estreses hídricos moderados y disponibilidades altas de N, el suelo fue ampliamente el destino principal del fertilizante, ya que el 77% del N del fertilizante se encontraría en el suelo como nitratos y en la fracción orgánica.

Finalmente, la hipótesis planteada se rechaza. Se planteaba que ante un estrés

hídrico moderado, la biomasa del maíz y el N (derivado del fertilizante y derivado del suelo) en la planta se reducen, independientemente del nivel de disponibilidad nitrogenada. Se cumplió lo referente a la producción de biomasa aérea y radical del maíz que se redujeron, independientemente del nivel de N aplicado. También se acepta que la acumulación de N total y derivado del suelo en el maíz se reducen ante un estrés hídrico, independientemente del nivel de disponibilidad nitrogenada. Pero se rechaza la hipótesis para el N acumulado derivado del fertilizante que sí mostró una interacción entre los factores, cuando el agua fue limitante la absorción de N proveniente del fertilizante no fue afectada por la dosis de fertilización. Contrariamente, cuando el agua no fue un factor limitante, la absorción de N aumentó con la mayor dosis de N aplicado. Se rechaza que ante un estrés se incrementen todos los destinos alternativos a la planta del N derivado del fertilizante. Esto se cumple para los nitratos y para el N no detectado, presumiblemente correspondiente al N inmovilizado por la fracción orgánica del suelo, pero no se cumple para el N volatilizado, que fue mayor cuando existió un nivel adecuado de humedad.

**DESTINOS DEL NITRÓGENO DEL FERTILIZANTE EN MAÍZ CON ESTRÉS
HÍDRICO SEGUIDO POR UN CULTIVO DE COBERTURA**

5.1. INTRODUCCIÓN

5.1.1. Cultivos de cobertura: definición y objetivos de uso

Cuando el suelo se encuentra sin cobertura viva en el período de barbecho, se incrementa el riesgo de sufrir pérdidas de nitratos por lixiviación (Capítulo 2). Esto se agrava ante la presencia de algún tipo de estrés durante el cultivo previo, como puede ser el estrés hídrico (Capítulo 4), ya que la cantidad de nitratos residuales suele incrementarse y su riesgo de lixiviación es alto (Di y Cameron, 2002; Gabriel y Quemada, 2011). El barbecho entre dos cultivos puede transcurrir con el suelo descubierto o cubierto por biomasa vegetal viva o muerta (rastros). La cobertura viva durante este periodo puede estar dada por cultivos sin un interés económico en sí, como ser los cultivos de cobertura (CC) y los abonos verdes, o por verdeos e inclusive, por malezas. Los CC se siembran entre dos cultivos de cosecha y, a diferencia de los abonos verdes, no son incorporados al suelo. Tampoco son cosechados o pastoreados, diferenciándose así de los verdeos. Los CC son utilizados desde hace tiempo como herramienta para controlar procesos de erosión (Langdale et al., 1991; Alberts y Neibling, 1994) e incrementar el contenido de la materia orgánica de los suelos. Esto último, a partir de los ingresos del carbono presente en la biomasa aérea y radical producida (McVay et al., 1989; Wander y Traina, 1996; Kuo y Jellum, 2002; Sainju et al., 2002; Ding et al., 2006). Adicionalmente, estos incrementos en el contenido de materia orgánica pueden contribuir a mejorar las propiedades físicas de los suelos (Saluzzio y Benintende, 2004). También, los CC tienen la capacidad para reducir la población de malezas (Weston, 1996; Williams et al., 1998; Pérez y Scianca, 2008).

La incorporación de CC en una rotación agrícola puede llegar a tener consecuencias negativas y generar reducciones en el rendimiento del cultivo siguiente (Eckert, 1988; Lewan, 1994; Hoffmann y Johnsson, 2000; Reddy, 2001; Salmerón et al., 2011). En general, ello ocurre por una competencia por recursos, principalmente agua y/o nutrientes, entre el CC y el cultivo de interés económico. Experiencias locales, realizadas en la Región Pampeana, muestran que los CC reducen significativamente el agua disponible y el contenido de nitratos a la siembra del cultivo siguiente (Álvarez et al., 2006; Restovich et al., 2006; Scianca et al., 2006; Baigorria y Cazola, 2009; Scianca et al., 2010). Para minimizar esta competencia, el ciclo del CC se debe finalizar en momentos que permitan una adecuada recarga de agua del perfil y la liberación de nutrientes inmovilizados por el CC (Ruffo, 2003; Thorup-Kristensen et al., 2003).

5.1.2. Cultivos de cobertura: incidencia en la lixiviación de nitratos

La creciente preocupación por la contaminación de acuíferos con nitratos, tanto provenientes de los fertilizantes como de la mineralización de la materia orgánica, ha instalado a los CC como una alternativa tecnológica para disminuir las pérdidas de nitratos por lixiviación (Meisinger et al., 1991; Shepherd y Lord, 1996; Nyakatawa et al., 2001; Meisinger y Delgado, 2002; Strock et al., 2004; Macdonald et al., 2005; Hooker et al., 2008; Gabriel y Quemada, 2011). La influencia de los CC sobre la lixiviación de elementos móviles debería ser considerada en dos etapas: i) la absorción por el CC de los nitratos residuales remanentes en el suelo luego de un cultivo, o los producidos por la mineralización de la materia orgánica y ii) la liberación de ese N durante el cultivo siguiente, generada por la descomposición de los residuos del CC. El CC también puede reducir la lixiviación de nitratos porque su transpiración disminuye el agua percolante que los desplaza hacia las capas más profundas del suelo (Thorup-Kristensen et al., 2003). Como ya se destacó en capítulos anteriores, cuando el rendimiento de un cultivo disminuye por la ocurrencia de un estrés, el contenido de

nitratos residuales tiende a incrementarse. Por lo tanto, la incorporación de un CC en esas situaciones es una alternativa para reducir la cantidad de nitratos residuales y así disminuir el riesgo de lixiviación y contaminación de acuíferos (Macdonald et al., 2005; Hooker et al., 2008).

A pesar de que la capacidad de los CC para reducir las pérdidas por lixiviación de nitratos originó un consenso favorable bastante generalizado, se conocen algunos resultados opuestos: desde CC que no fueron eficientes para cumplir el rol buscado, hasta evidencias que en el largo plazo estos cultivos podrían aumentar las pérdidas de nitratos por lixiviación (Berntsen et al., 2006). Como ejemplo del primer caso, en un ensayo con centeno como CC entre cultivos de maíz, Ritter et al. (1998) no encontraron diferencias en el contenido de nitratos del suelo ni en el agua de drenaje, ante la presencia o no del CC. El aumento en la lixiviación de nitratos, por su parte, fue atribuida a incrementos del N orgánico del suelo por el uso de CC que no fue acompañada por una disminución proporcional de la dosis de fertilizante utilizado (Hansen et al., 2000). Otra razón posible es el eventual efecto negativo del CC en el rendimiento del cultivo principal, que puede llevar a un excedente de nitratos por la fertilización no aprovechada, dejando nitratos residuales susceptibles a lixiviarse (Thorup-Kristensen et al., 2003). Por todo lo expuesto la utilización de CC para reducir las pérdidas por lixiviación debe ser considerada para cada agroecosistema en particular.

5.1.3. Cultivos de cobertura: especies utilizadas

Las especies más utilizadas como CC en zonas templadas pertenecen a la familia de las gramíneas y, en menor medida, a la de las leguminosas. Estas últimas capturan N del aire (por efecto de la simbiosis raíz-rizobio) y producen compuestos nitrogenados, por lo que su efecto sobre las pérdidas de nitratos presenta aristas más complejas (Thorup-Kristensen et al., 2003). Las gramíneas son de funcionamiento más simple, y entre ellas se destacan el raigrás, centeno, trigo, cebada, avena y triticale (Ruffo y Parsons, 2004). El raigrás anual (*Lolium multiflorum*) es utilizado como CC en barbechos invernales y se caracteriza por tener un rápido crecimiento, adaptándose bien a suelos con altos contenidos de arcillas y excesos de humedad. Se le atribuye la capacidad de incrementar el contenido de materia orgánica del suelo, mejorar la estructura edáfica, controlar la erosión y las malezas y una buena aptitud para capturar los nitratos residuales (Clark, 2007).

5.2. OBJETIVO E HIPÓTESIS

5.2.1. Objetivo general

El **objetivo** del presente capítulo fue determinar los destinos del N proveniente del suelo y del fertilizante para un maíz sometido a distinta disponibilidad hídrica y de N, seguido por un raigrás como CC. Adicionalmente, se estudiará la capacidad del CC para reducir los niveles de nitratos susceptibles a lixiviarse.

5.2.2. Hipótesis

Las **hipótesis** planteadas son: a) un CC realizado con posterioridad a un maíz sometido a estrés hídrico acumulará más N proveniente del fertilizante que si el maíz no tuvo restricciones hídricas; b) el contenido de nitratos en el suelo luego de un CC será similar, independiente del nivel hídrico recibido por el maíz, y menor que si el suelo quedó descubierto sin CC.

5.3. MATERIALES Y MÉTODOS

5.3.1. Descripción del sitio y diseño del ensayo

Se realizó un ensayo de campo, en el predio de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires ubicado en la ciudad de Buenos Aires (34° 36'S, 58° 29'O). Se trabajó sobre un Argiudol vértico, cuyas propiedades se presentan en la Tabla 5.1. Las principales características relativas a la fertilidad de los primeros 30 cm del suelo se presentan en la Tabla 5.2. El ensayo contempló dos etapas, la primera con un cultivo de maíz (*Zea mays* cv FAUBA 209) y la segunda, inmediatamente a continuación de la anterior, con un raigrás anual (población comercial de *Lolium multiflorum*).

Tabla 5.1. Principales características físicas y físico-químicas del perfil de suelo.

Componente o propiedad y su unidad	Horizonte			
	A	E	B _t	BC
Profundidad del horizonte (cm)	0-27	27-40	40-95	95-+
Arcilla (%)	34.2	34.1	64.5	56.8
Limo (%)	57.8	54.8	30.7	37.4
Arena (%)	8.0	11.1	4.8	5.8
Cationes de intercambio (meq/100 g)				
Ca ⁺⁺	13.5	10.7	21.9	18.8
Mg ⁺⁺	1.5	1.6	4.1	3.4
Na ⁺	0.2	0.3	1.0	0.8
K ⁺	0.3	0.4	1.3	1.4
Suma de bases (meq/100 g)	15.5	13.0	28.3	24.4
CIC (meq/100 g)	18.8	16.1	33.3	27.0

Tabla 5.2. Principales indicadores de la fertilidad química del suelo (0-30 cm).

Parámetro	Valor
Materia orgánica (%)	3.5
Nitrógeno total (%)	0.16
pH (agua 1:2.5)	7.3
CE (dS/m)	0.08
P extractable, Bray I (ppm)	17.1

Las precipitaciones y la evapotranspiración que tuvieron lugar durante el ensayo fueron recopiladas de los registros obtenidos en la Estación Meteorológica Villa Ortúzar, del Servicio Meteorológico Nacional, contigua al sitio experimental (Figura 5.1).

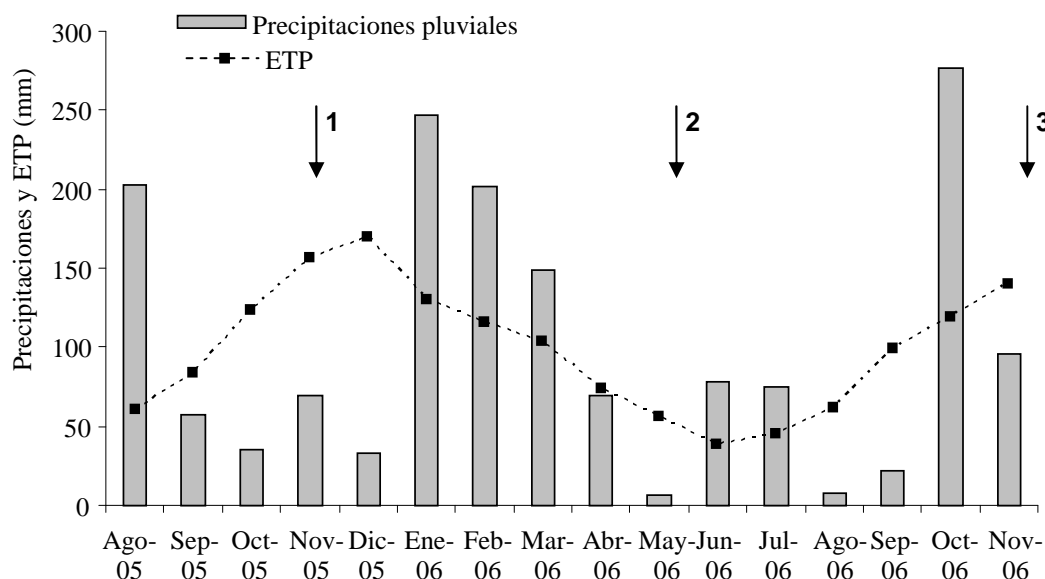


Figura 5.1. Precipitaciones pluviales y evapotranspiración potencial durante el desarrollo del experimento. Flechas: 1) siembra del maíz, 2) cosecha del maíz y siembra del raigrás, 3) cosecha del raigrás.

El maíz se sembró el 15 de noviembre del 2005 y se cosechó el 16 de mayo del 2006. El lote tuvo otro maíz como cultivo antecesor, y poseía al momento de la siembra alrededor de un 20% de cobertura de rastrojos. La siembra se realizó en forma manual, respetando un distanciamiento de 50 cm entre hileras y de 20 cm entre plantas. Las parcelas fueron de 2.5 x 7.5 m. A su vez, en cada parcela se delimitaron dos “microparcels” de 1.5 x 1.2 m (Figura 5.2). Para evitar que la disponibilidad de fósforo sea un factor limitante generalizado y presentara efectos colaterales en el desarrollo del cultivo, todas las parcelas recibieron una fertilización de base, dos días antes de la siembra, con superfosfato triple (30 kg P ha⁻¹), aplicado al voleo. El cultivo se desarrolló sin limitaciones provocadas por adversidades, habiéndose controlado malezas, insectos y enfermedades en los casos en que se consideró necesario.

Se aplicó un diseño estadístico factorial (2x2) con bloques completamente aleatorizados con 3 repeticiones (Figura 5.2). Los factores analizados fueron:

Factor 1. Fertilización Nitrogenada:

N0: sin aplicación de fertilizante N.

N140: dosis de fertilización de 140 kg N ha⁻¹.

Factor 2. Humedad:

-W: con estrés hídrico.

+W: sin estrés hídrico.

La fertilización nitrogenada se realizó en el estado fenológico de V6 (Ritchie y Hanway, 1982) con nitrato de amonio (140 kg N ha⁻¹) incorporado manualmente a 3-4 cm de profundidad, en banda. Dentro de las microparcels se fertilizó con la misma dosis de N, pero se utilizó fertilizante marcado con ¹⁵N (1.5% abundancia; ¹⁵NH₄¹⁵NO₃).

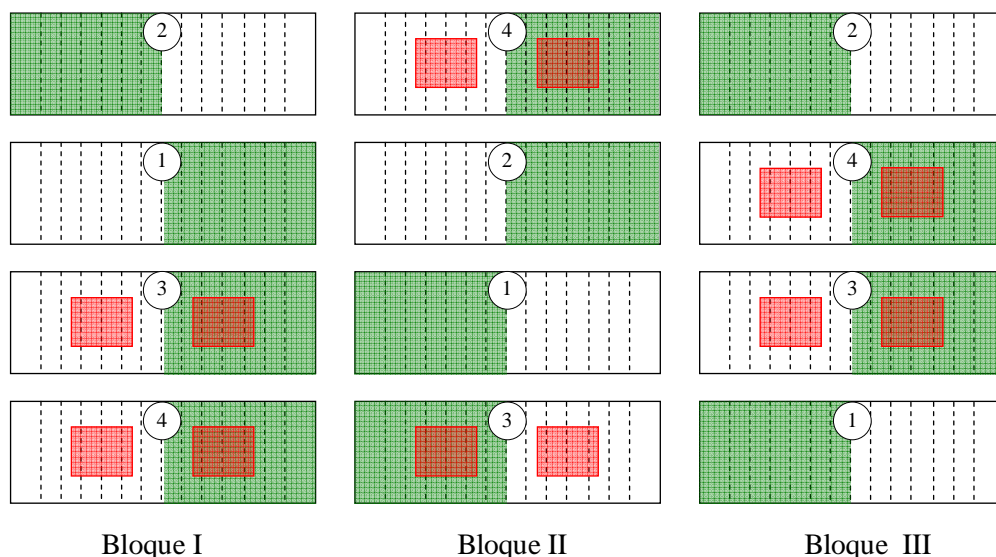


Figura 5.2. Diseño experimental. Números = tratamientos: 1) N0-W; 2) N0+W; 3)

N140+W; 4) N140-W. Líneas de siembra. Microparcelsa fertilizada con ^{15}N .

Mitad de la parcela cubierta con raigrás luego del maíz.

Para controlar el ingreso de agua en las parcelas sometidas a estrés hídrico, se desarrolló una estructura compuesta por lonjas de nylon transparente de 0.70 m de ancho y 3 m de largo, cada una, con el fin de cubrir los entresurcos (Figura 5.3). Estas lonjas poseían un extremo fijo y otro móvil. En el extremo fijo, las lonjas estaban afirmadas a una tabla de madera enterrada en uno de los extremos de la parcela y que emergía 30 cm de altura. La altura generada por la tabla a las que estaban afirmadas las lonjas, les confería una pendiente hacia el otro extremo de la parcela, por el que se evacuaba el agua de las lluvias. Para evitar que el agua evacuada reingresara a la parcela, se colocaron placas de zinc clavadas al suelo, del ancho de la parcela y con una altura de 5 cm por encima de la superficie del suelo. En el extremo móvil, las tiras de nylon tenían una barra de madera clavada para evitar voladuras de las lonjas por acción del viento. Con la ayuda de dos cordones las lonjas de nylon se extendían o arrollaban. Las lonjas se encontraron normalmente enrolladas y ante pronósticos de precipitaciones, se las extendió, controlando de esta manera la cantidad agua de lluvia que ingresó al suelo. Este mecanismo sencillo, testeado en forma previa al experimento resultó ser eficiente para regular el ingreso incontrolado de agua de lluvia al suelo.

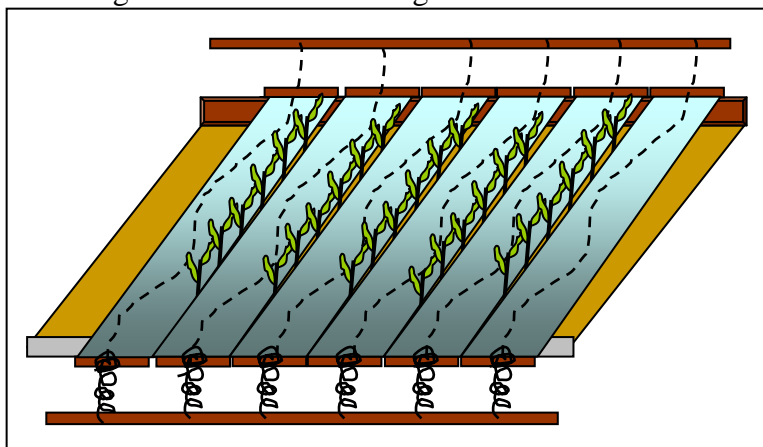


Figura 5.3. Esquema de la estructura armada para evitar el ingreso de agua. La figura representa a la posición desplegada.

Para estimar los requerimientos hídricos del cultivo se calculó su evapotranspiración potencial por el método de Penman (1948). Los tratamientos sin estrés hídrico recibieron el 100% del agua calculada por éste método (621 mm), mientras los estresados recibieron el 50% (310 mm). En las parcelas de los tratamientos sin estrés hídrico se alcanzó el nivel de agua requerida, con el agua aportada por las lluvias y con riego complementario, aplicado en los momentos que fue necesario. Las parcelas bajo estrés hídrico prácticamente no recibieron aportes de agua de lluvia y sólo recibieron la lámina de agua calculada, aplicada por riego. En el período crítico (15 días antes y después de floración) no se las regó.

Luego de la cosecha del maíz, se aplicó un diseño estadístico factorial con tres factores sobre el diseño previo: los dos impuestos en el cultivo de maíz, y un tercer factor en parcelas divididas en los anteriores: con y sin cultivo de cobertura (Figura 5.2). Para lograr lo anterior se quitaron las estructuras de los tratamientos sometidos a estrés hídrico y se escardilló el terreno para, finalmente, sembrar como CC invernial raigrás anual (*Lolium multiflorum*) el 20 de mayo del 2006. Cada parcela del ensayo del maíz fue dividida en dos (Figura 5.2). En una de las mitades se sembró el raigrás, quedando la otra sin vegetación. La siembra se realizó al voleo, con una densidad de 30 kg de semillas ha⁻¹. En las áreas donde no se sembró raigrás las malezas se controlaron manualmente.

5.3.2. Toma de muestras y determinaciones analíticas

El maíz se cosechó en madurez fisiológica y el raigrás a floración. Las muestras fueron recolectadas del centro de cada microparcela fertilizada en el maíz con ¹⁵N. Se determinó la materia seca aérea secando en estufa a 60°C por 48 horas y N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). Se dividió el material vegetal del maíz en biomasa aérea sin granos (hojas+tallos+marlo+chala) y granos. Además, se determinó en cada compartimiento la proporción de ¹⁵N/¹⁴N por espectrometría de emisión óptica (Fiedler y Proksch, 1985).

Se realizaron tres muestreos de suelo, el primero y el segundo a siembra y a cosecha del maíz, respectivamente, y el tercero a la cosecha del raigrás, de 0 a 150 cm de profundidad, en intervalos de 30 cm. En las muestras se cuantificó la concentración N-NO₃ por destilación (Sparks et al., 1996) y el ¹⁵N-NO₃ por la técnica ya mencionada. En los primeros 30 cm se determinó el contenido de N total por Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y el proveniente del fertilizante (¹⁵N), en dicha fracción, por la técnica mencionada. Para realizar una estimación de la mineralización aparente del N orgánico proveniente del fertilizante (¹⁵N), se estableció la diferencia entre el contenido de ¹⁵N orgánico presente a cosecha del maíz y a cosecha del raigrás. Esta estimación es aproximada ya que solo se basa en la diferencia en el tamaño del componente ¹⁵N orgánico en dos momentos puntuales, sin tener en cuenta los posibles flujos de entrada y salida del mismo (Videla, 2007). Por ejemplo, en nuestro caso la inmovilización por la fracción orgánica del ¹⁵N liberado por descomposición del rastrojo del maíz durante el periodo mencionado no fue tomada en cuenta, lo que podría subestimar la mineralización calculada.

Durante el desarrollo del cultivo de maíz se determinó la volatilización del amoníaco 4, 15, 34 y 150 días después de la fertilización nitrogenada, utilizando la misma metodología que en los Capítulos 3 y 4.

Todas las técnicas analíticas utilizadas fueron descritas en el Capítulo 3. La recuperación del fertilizante en la planta, en el suelo como nitratos o en la fracción orgánica se calculó utilizando las ecuaciones 3.1 a 3.3 del Capítulo 3.

5.3.3. Cálculo de los flujos de nitrógeno

Para tener una visión global del comportamiento del N en los sistemas estudiados se estimaron los flujos del N provenientes del fertilizante y del suelo, para cada uno de los tratamientos desarrollados en el presente experimento. Para ello se utilizaron los datos obtenidos en las determinaciones llevadas a cabo en el presente capítulo, datos originados en otros capítulos de la presente tesis, así como información brindada por la bibliografía, preferentemente nacional por similitud ambiental y tecnológica. Las referencias citadas en los gráficos 5.11 a 5.14 de los flujos de N que se presentan más adelante son:

- ¹⁾ Mineralización del N orgánico del suelo del 15/11 al 15/5: 4.4% (Álvarez y Steinbach, 2012a)
- ²⁾ N en biomasa radical del maíz: 9.25 % de la biomasa aérea total (valor promedio de Uhart y Andrade 1995a; Sainz Rozas et al, 2004; Capítulo 3 y Capítulo 4)
- ³⁾ Desnitrificación estimada ocurrida durante el ciclo del maíz: menos de 1 kg N ha⁻¹ en sistemas sin fertilizar y 1% del N aplicado en sistemas fertilizados (Palma et al. 1997; Sainz Rozas et al., 2001)
- ⁴⁾ Lixiviación ocurrida durante el ciclo del maíz estimada como:
N lixiviado = N disponible - N remanente - N granos - N volatilizado - N desnitrificado
- ⁵⁾ Mineralización del N orgánico del suelo del 15/5 al 5/11: 0.925% (Álvarez y Steinbach, 2012a). El ¹⁵N mineralizado durante el barbecho se estimó realizando la diferencia entre el ¹⁵N orgánico a la finalización del ensayo y el presente a la cosecha del maíz. En los gráficos el primero de los valores corresponde a la mineralización del tratamiento con raigrás y el segundo al de barbecho desnudo.
- ⁶⁾ N descompuesto a partir de los residuos del maíz entre el 15/5 al 5/11: 85% del N presente en el rastrojo y raíces del maíz (Álvarez et al., 2008).
- ⁷⁾ N en biomasa radical del raigrás: 30% N de la biomasa aérea total (Jackson et al., 1993; Kumar y Goh, 2002).
- ⁸⁾ Volatilización ocurrida durante el CC: 0.01 kg N-NH₃ por día (Fontanetto et al., 2001).
- ⁹⁾ Desnitrificación ocurrida durante el CC: 2 kg N-NO₂ (Picone y Videla, 1998).
- ¹⁰⁾ Lixiviación durante el cultivo de cobertura o barbecho desnudo calculada como:
N lixiviado = N disponible - N remanente - N volatilizado - N desnitrificado
- ¹¹⁾ N descompuesto a partir de los residuos del raigrás durante el ciclo de un maíz posterior: 50% del N en raíces y biomasa aérea (Álvarez et al., 2007).

5.3.4. Análisis estadísticos

Los resultados fueron analizados estadísticamente utilizando ANVA factorial, estudiándose las interacciones entre los factores y los efectos de los mismos por separado. Cuando se encontraron diferencias estadísticamente significativas se realizaron comparaciones de medias por LSD. Estas comparaciones fueron entre tratamientos, cuando se detectó una interacción significativa entre los factores, y entre los factores cuando la interacción no fue significativa.

5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.4.1. Producción de biomasa y destinos del N del fertilizante en las plantas de maíz

La fertilización incrementó la biomasa aérea total producida por el maíz sólo cuando la provisión de agua fue suficiente para cubrir los requerimientos del cultivo (tratamiento N140+W) (Tablas 5.3 y 5.4). El resto de los tratamientos no mostraron

diferencias significativas entre sí, ordenándose de la siguiente manera: $N140+W > N70-W = N70+W = N140-W$ (Tablas 5.3 y 5.4). Distintos autores han demostrado la importancia primordial del agua en la producción de biomasa y el rendimiento del cultivo de maíz (Otegui et al., 1995; Bohnert y Bressan, 2001), siendo el N el siguiente factor limitante (Álvarez y Grigera, 2005). Los resultados del presente capítulo no coinciden con los hallados por Gheysari et al. (2009), quienes encontraron un efecto aditivo en la producción de biomasa aérea total en maíz ante dosis crecientes de fertilización nitrogenada y diferentes niveles hídricos. Probablemente, lo anterior se deba a que el nivel del estrés hídrico impuesto al cultivo en el presente experimento fue mayor al del trabajo citado. Tampoco coinciden con los resultados hallados en el Capítulo 4 de la presente tesis. En ese caso, a diferencia del presente capítulo, la biomasa generada a floración no evidenció una interacción entre los factores analizados, solo influyendo el nivel de hídrico, sin haber efecto de la dosis de N. Probablemente lo anterior se deba a que en dicho ensayo no se contó con un tratamiento no fertilizado como en el actual, no alcanzando niveles de disponibilidad de N tan bajos, o que solo se llegó a floración, no alcanzándose la madurez y las máximas demandas.

La biomasa aérea sin considerar los granos (hojas+tallos+marlo+chala), mostró el mismo comportamiento que la biomasa aérea total (Tablas 5.3 y 5.4), siendo el tratamiento $N140+W$ el de mayor producción. Esta interacción coincide con lo determinado por Pandey et al. (2000b), quienes encontraron que la respuesta a la fertilización en biomasa aérea se relacionaba positivamente con el nivel hídrico, siendo nula frente a estreses hídricos severos. El rendimiento en granos se incrementó significativamente en forma aditiva, por mayores niveles de los dos factores analizados ($N140>N0$ y $+W>-W$) (Tablas 5.3 y 5.4).

La concentración de N en la biomasa aérea y en los granos no difirió entre tratamientos. Por otro lado, la acumulación de N en la biomasa aérea total fue mayor con la fertilización y la mayor disponibilidad hídrica (efecto aditivo) (Tablas 5.3 y 5.4). Lo mismo ocurrió en los granos. El N acumulado en la biomasa aérea total derivado del suelo no mostró diferencias significativas generadas por los factores analizados (Tablas 5.3 y 5.4; Figura 5.4). En los tratamientos fertilizados, el N derivado del suelo representó en promedio el 74% del total acumulado en la biomasa aérea total a cosecha. Estos valores son similares a los encontrados en el Capítulo 3. Tampoco se encontraron diferencias en el contenido de N derivado del suelo analizando por separado la biomasa aérea sin los granos y los granos (Tablas 5.3 y 5.4). Por otro lado, el N acumulado en la biomasa aérea total derivado del fertilizante, fue significativamente mayor en el tratamiento de mayor disponibilidad hídrica (Tablas 5.3 y 5.4; Figura 5.4). Este efecto fue significativo en los granos, mientras que no lo fue en el resto de la biomasa aérea.

Tabla 5.3. Producción de biomasa, concentración de N, contenido de N total y derivado del suelo (N suelo) y del fertilizante (N fertilizante) en biomasa aérea sin considerar los granos, granos y biomasa total en madurez fisiológica. Entre paréntesis: error estándar.

Tratamiento	Biomasa	Concentración de N	N total	N suelo	N fertilizante
	kg MS ha ⁻¹	— % N —		kg N ha ⁻¹	
<i>Biomasa aérea sin granos</i>					
N0-W	7490 (419)	0.418 (0.027)	31.2 (1.8)	31.2 (1.8)	-----
N0+W	6669 (255)	0.417 (0.031)	27.6 (1.0)	27.6 (1.0)	-----
N140-W	7767 (933)	0.488 (0.042)	38.7 (7.9)	31.1 (5.5)	7.6 (2.3)
N140+W	10421 (100)	0.494 (0.039)	51.5 (4.2)	34.9 (5.0)	16.6 (0.9)
<i>Granos</i>					
N0-W	6799 (543)	1.135 (0.079)	77.9 (10.8)	77.9 (10.8)	-----
N0+W	8058 (1011)	1.171 (0.049)	94.5 (12.6)	94.5 (12.6)	-----
N140-W	9153 (838)	1.251 (0.031)	114.9 (12.5)	88.8 (8.0)	26.0 (5.9)
N140+W	13301 (577)	1.296 (0.121)	171.1 (9.4)	122.4 (11.5)	48.65(6.4)
<i>Biomasa aérea total</i>					
N0-W	14289 (838)	-----	109.1 (12.5)	109.1 (12.5)	-----
N0+W	14727 (1267)	-----	122.2 (11.6)	122.2 (11.6)	-----
N140-W	16921 (1762)	-----	153.6 (20.3)	119.9 (13.2)	33.7 (8.1)
N140+W	23723 (663)	-----	222.6 (5.8)	157.3 (6.5)	65.2 (5.8)

Tabla 5.4. Análisis estadístico (Valor *p* determinado por ANVA) para el efecto de la disponibilidad de agua (W) y nitrógeno (N) sobre la biomasa producida, concentración de N, N acumulado total, derivado del suelo y derivado del fertilizante, en biomasa aérea sin granos, granos y planta entera en madurez fisiológica.

Componentes	Factores principales		Interacción
	W	N	WxN
	p		
<i>Biomasa aérea sin granos</i>			
Materia seca	0.142	0.010	0.018
Concentración de N	0.953	0.103	0.934
N total absorbido	0.342	0.013	0.112
N absorbido desde el suelo	0.970	0.384	0.367
N absorbido desde el fertilizante	0.107	-----	-----
<i>Granos</i>			
Materia seca	0.009	0.002	0.090
Concentración de N	0.575	0.127	0.949
N total absorbido	0.032	0.005	0.180
N absorbido desde el suelo	0.073	0.145	0.490
N absorbido desde el fertilizante	0.032	-----	-----
<i>Biomasa aérea total</i>			
Materia seca	0.023	0.003	0.037
N total absorbido	0.038	0.003	0.122
N absorbido desde el suelo	0.091	0.118	0.369
N absorbido desde el fertilizante	0.038	-----	-----

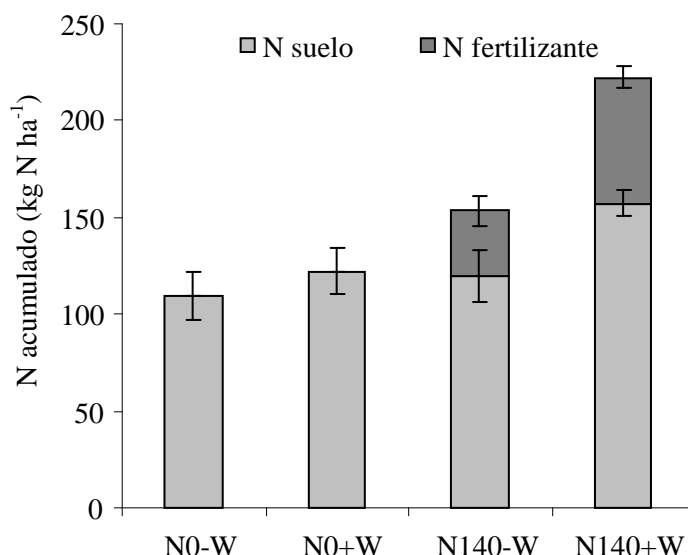


Figura 5.4. Nitrógeno acumulado a cosecha del cultivo de maíz derivado del suelo (N suelo) y del fertilizante (N fertilizante), en biomasa aérea total. Líneas: error estándar.

La recuperación del fertilizante en la biomasa aérea total a madurez fisiológica fue significativamente mayor en el tratamiento sin estrés hídrico (46 vs. 24% del N aplicado por fertilización). Estos datos están en consonancia con los encontrados en condiciones controladas (Capítulo 4). En dicho experimento, ante la misma dosis de fertilización en floración se recuperó el 40 y 19% del fertilizante sin y con estrés hídrico respectivamente.

5.4.2. Destinos del N del fertilizante no recuperado por el cultivo de maíz

5.4.2.1. N inorgánico en el perfil del suelo y lixiviación de nitratos

La fertilización incrementó significativamente el contenido de nitratos residuales totales (derivados del suelo + derivados del fertilizante) en los primeros 150 cm del perfil, a cosecha del maíz (Tabla 5.5; Figura 5.5A). Este efecto fue independiente del factor agua. Se hallaron 119 y 105 kg N-NO₃ ha⁻¹, para las parcelas fertilizadas y no fertilizadas, respectivamente. Las parcelas con estrés hídrico presentaron una tendencia a mayores ($p=0.067$) niveles de nitratos residuales que las no estresadas (118 vs. 106 kg N-NO₃ ha⁻¹, respectivamente). La distribución de nitratos totales en el perfil sólo presentó diferencias significativas en los primeros 30 cm, donde el contenido de nitratos fue mayor en las parcelas que sufrieron estrés hídrico, sin efecto de la fertilización nitrogenada (Figura 5.5A). Esta situación puede tener dos explicaciones, que pueden haber sumado sus efectos. Por un lado, el movimiento del agua del suelo no habría sido suficiente para desplazar estos nitratos en el perfil en el tratamiento con estrés hídrico, y la pérdida por lixiviación, de existir, fue muy baja (Gheysari et al., 2009). Por otro lado, en las parcelas con estrés hídrico la absorción por el maíz fue menor, quedando un mayor nivel de los nitratos en el suelo.

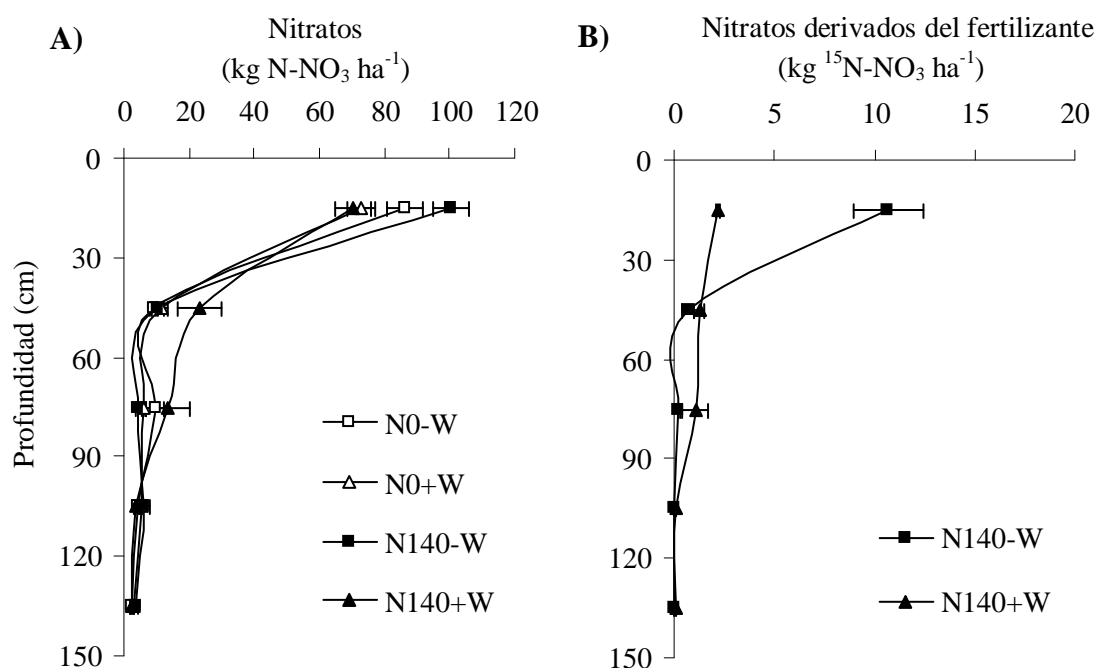


Figura 5.5. **A)** Contenido total de nitratos (derivados del suelo + derivados del fertilizante) en el suelo a cosecha del maíz ($\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$). **B)** Nitratos derivados del fertilizante ($\text{kg } ^{15}\text{N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$) a cosecha del cultivo de maíz. Líneas: error estándar.

Los nitratos residuales (0-150 cm) derivados del suelo no mostraron diferencias generadas por los factores impuestos. En cambio, se halló una tendencia a mayor contenido de nitratos residuales derivados del fertilizante ($p=0.066$) ante la existencia de estrés hídrico (Tabla 5.5). En los primeros 30 cm de profundidad tanto la cantidad de nitratos derivados del suelo, como del fertilizante (Figura 5.5B) fueron mayores cuando existió estrés hídrico, sin registrarse efectos generados por la fertilización. En el resto de del perfil no se hallaron diferencias significativas. Del N total aplicado por fertilización, en los nitratos residuales se detectó el 8.3 y 3.4%, para los tratamientos con estrés y sin estrés hídrico, respectivamente.

Tabla 5.5. Análisis estadístico (Valor de p determinado por ANVA) para el efecto de la disponibilidad de agua (W) y nitrógeno (N) en el contenido total de nitratos (derivados del suelo+derivados del fertilizante), nitratos derivados del suelo, nitratos derivados del fertilizante, contenido N orgánico total (derivado del suelo+derivado del fertilizante), N orgánico derivado del suelo y N orgánico derivado del fertilizante.

Factores principales				Interacción
	W	N	WxN	
	p			
Contenido de nitratos (0-150 cm)				
Nitratos totales	0.067	0.048	0.967	
Nitratos derivados del suelo	0.180	0.384	0.596	
Nitratos derivados del fertilizante	0.066	-----	-----	
Contenido de N orgánico (0-30 cm)				
N orgánico total	0.312	0.657	0.678	
N orgánico derivado del suelo	0.247	0.809	0.571	
N orgánico derivado del fertilizante	0.044	-----	-----	

5.4.2.2. Nitrógeno inmovilizado en la fracción orgánica del suelo

El contenido de N orgánico total en los primeros 30 cm del perfil del suelo no difirió entre los niveles de los factores analizados (Tabla 5.5). En cambio, el N proveniente del fertilizante en la fracción orgánica del suelo, fue mayor en el tratamiento con estrés hídrico en relación al tratamiento sin estrés (78 y 51 kg N ha⁻¹, respectivamente) (Figura 5.6). Esto representa el 56 y 37% del fertilizante aplicado, para los tratamientos con y sin estrés hídrico, respectivamente. Los valores encontrados son algo mayores a los indicados por Reddy y Reddy (1993) y Portela et al. (2006) que detectaron entre un 10 y un 30% del N aplicado por fertilización en el componente orgánico, a cosecha de un maíz desarrollado sin condiciones limitantes. Las plantas estresadas hídricamente al tener una baja eficiencia de recuperación del fertilizante dejaron una mayor cantidad de N proveniente del fertilizante en el suelo. Este N fue inmovilizado principalmente en la fracción orgánica.

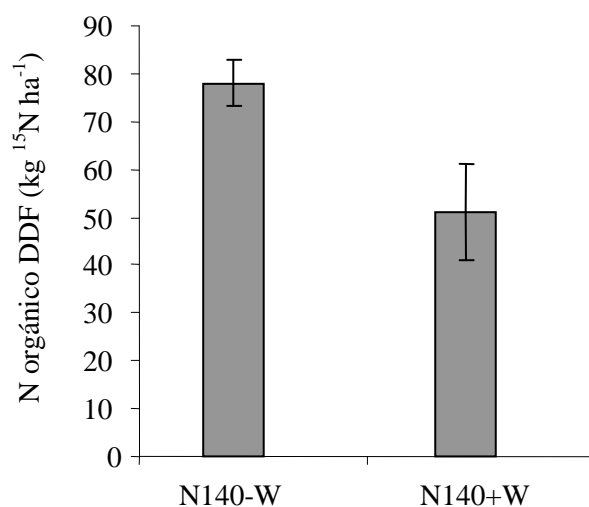


Figura 5.6. Nitrógeno orgánico derivado del fertilizante (DDF) a cosecha del cultivo de maíz. Líneas: error estándar.

5.4.2.3. Volatilización de amoníaco

En consonancia con lo encontrado en capítulos anteriores, la volatilización acumulada durante el ensayo fue mayor cuando se aplicó fertilizante, sin existir diferencias entre los tratamientos con y sin estrés hídrico (Figura 5.7).

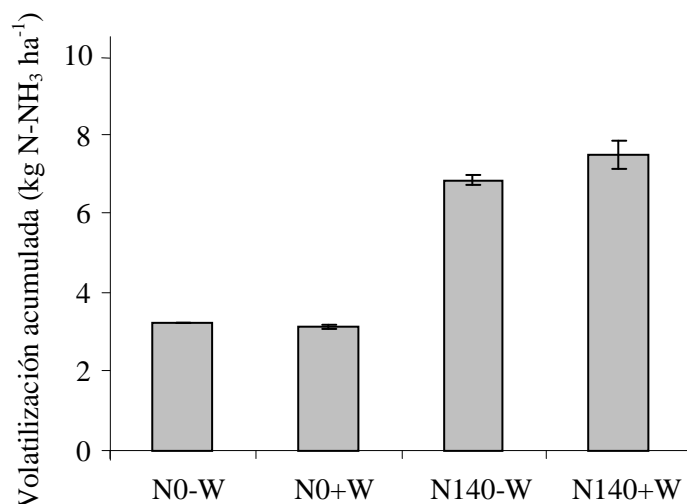


Figura 5.7. Amoníaco volatilizado acumulado (kg N-NH₃ ha⁻¹) desde la fertilización hasta el final del ensayo. Líneas: error estándar.

La volatilización en los tratamientos sin fertilizar representó la volatilización natural del suelo. En promedio estos tratamientos perdieron por volatilización 3.2 kg N-NH₃ ha⁻¹, durante el periodo analizado. Este valor es similar al hallado en el Capítulo 3, donde el tratamiento sin fertilización perdió por volatilización durante el ciclo del maíz 2.3 kg N-NH₃ ha⁻¹. Por otro lado, los tratamientos fertilizados perdieron en promedio 7.1 kg N-NH₃ ha⁻¹. Este bajo nivel de pérdidas, en relación a lo mostrado en los Capítulos 3 y 4 y a otros trabajos realizados en la Región Pampeana (Palma et al. 1998; Salvagiotti 2005), puede atribuirse a la fuente de fertilizante utilizada (nitrato de amonio) y a que al momento de incorporar el fertilizante el suelo se encontraba con un nivel adecuado de humedad (Cai et al., 2002; Zubillaga et al., 2002).

5.4.3. Destinos del fertilizante durante el ciclo del maíz

Cuando no existió estrés hídrico las plantas fueron el principal destino del fertilizante, siendo la fracción orgánica del suelo el segundo destino en orden de importancia (47% y 37%, respectivamente) (Figura 5.8). Con plantas sometidas a estrés hídrico, la situación fue inversa, la fracción orgánica del suelo fue el principal destino del fertilizante (56%), seguido por la planta (24%). El fertilizante remanente como nitratos residuales (0-150 cm de profundidad) fue mayor bajo estrés hídrico (8% vs. 3%). La volatilización representó un destino minoritario, sin existir diferencias ante la presencia o no de estrés hídrico (3%).

En los dos tratamientos fertilizados, existió una fracción del N no recuperada, cercana al 10%. Uno de los posibles destinos de la fracción no detectada, pueden haber sido las raíces, que en el presente experimento no fueron cuantificadas y que en los experimentos de los capítulos previos, el contenido de N fue del orden del 3% de N aplicado por fertilización. El resto puede atribuirse a N salido del sistema por desnitrificación, perdido por lixiviación por debajo de la profundidad medida, o por imprecisiones experimentales propias de las metodologías utilizadas.

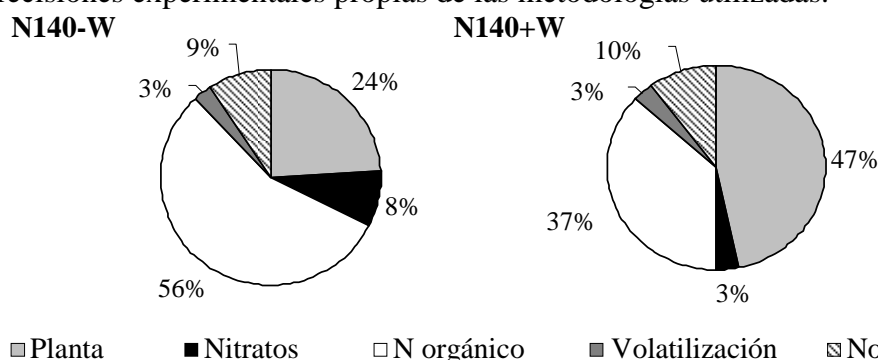


Figura 5.8. Destinos del N del fertilizante aplicado, expresado en forma relativa al total aplicado. Planta: N acumulado en la biomasa aérea total a cosecha; Volatilización: N-NH₃ volatilizado desde la fertilización hasta la cosecha del maíz; Nitratos: N-NO₃ (0-150 cm) a cosecha del maíz; N orgánico: N en el componente orgánico del suelo de 0-30 cm; No detectado: fracción no recuperada del total aplicado.

Comparando los resultados obtenidos en este Capítulo con aquellos de los Capítulos 3 y 4, puede apreciarse que en todos los casos cuando el maíz no sufrió estrés hídrico, la planta siempre fue el principal destino del fertilizante. Ante situaciones de estrés hídrico, en el presente Capítulo y en el Capítulo 4 puede apreciarse que con dosis de 140 kg N ha⁻¹, la planta recupera valores menores que cuando no existió estrés hídrico, que están entre el 19 y el 24% del N aplicado. En estas situaciones, la materia orgánica acentúa su importancia como destino del fertilizante. En el presente capítulo, ante situaciones de

estrés hídrico, este destino pasó a ser el principal. En cambio, los nitratos residuales no fueron un destino preferente en este experimento ni en los anteriores.

5.4.4. Recuperación del N aplicado al maíz por el cultivo de cobertura

Los factores impuestos al cultivo de maíz previo, fertilización nitrogenada y estrés hídrico, tuvieron poca incidencia en la biomasa producida por el CC. Sólo se detectó una tendencia ($p=0.067$) a mayores producciones de biomasa aérea del raigrás cuando el maíz había sido fertilizado (Tabla 5.6). Los valores de producción de biomasa del raigrás fueron similares a los encontrados por De Battista y Arias (2009) en un Argiudol vértico de la provincia de Entre Ríos. Otros autores encontraron una menor producción de biomasa aérea (Fernández et al., 2005), posiblemente porque dichos autores trabajaron en un sitio de menor productividad que el del presente experimento.

La concentración y acumulación total de N en la biomasa aérea del raigrás no fueron afectadas significativamente por la fertilización o los niveles hídricos a que fuera sometido por el maíz (Tabla 5.6). Tampoco se observaron diferencias significativas en el N acumulado por el raigrás derivado del suelo, ni en el derivado del fertilizante. En promedio, el raigrás acumuló en la biomasa aérea 78 kg N ha^{-1} , siendo $4.22 \text{ kg N ha}^{-1}$ los provenientes del fertilizante aplicado al maíz (Tabla 5.6). El N acumulado por el raigrás fue superior al encontrado por Fernández et al. (2005).

Tabla 5.6. Producción de biomasa aérea, concentración de N y contenido de N total y derivado del suelo (N suelo) y del fertilizante (N fertilizante) en biomasa aérea a cosecha del raigrás (180 días después de la siembra) y valor de p (ANVA) para el efecto de la disponibilidad de agua (W) y nitrógeno (N) y su interacción (WxN). Los tratamientos de W y N fueron aplicados al maíz previo. Entre paréntesis: error estándar.

Factores en el maíz	Biomasa aérea	Concentración de N	N total	N suelo	N fertilizante
	kg MS ha^{-1}	— % —		kg N ha^{-1}	
N0-W	2560 (370)	1.99 (0.34)	48.53 (2.68)	48.53 (2.68)	-----
N0+W	4053 (352)	2.04 (0.04)	83.06 (9.06)	83.06 (9.06)	-----
N140-W	4677 (806)	1.71 (0.07)	80.82 (17.39)	77.54 (16.65)	3.27 (0.77)
N140+W	5429 (1021)	1.83 (0.08)	100.09 (19.64)	94.93 (18.29)	5.16 (1.52)
<i>Análisis estadístico: valores "p"</i>					
W	0.201	0.600	0.144	0.134	0.475
N	0.067	0.198	0.174	0.228	-----
WxN	0.652	0.836	0.651	0.594	-----

5.4.5. Recuperación del fertilizante aplicado al maíz en el suelo a cosecha del raigrás

El contenido de nitratos totales (suelo+fertilizante) en los primeros 150 cm del perfil presentó una tendencia a existir una interacción ($p=0.068$) entre los factores estrés hídrico (durante el maíz) y raigrás, al finalizar el experimento (Tabla 5.7 y 5.8). Esta tendencia muestra un menor contenido de nitratos en el tratamiento con maíz sin estrés hídrico y posterior implantación de raigrás. El resto de los tratamientos mostraron un contenido mayor de nitratos sin diferir entre sí. La misma tendencia se encuentra en el contenido de nitratos derivados del suelo (Tabla 5.7). Los nitratos derivados del fertilizante (0-150 cm) no mostraron diferencias significativas causadas por los factores, siendo en promedio de $2.6 \text{ kg } ^{15}\text{N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$ (Tabla 5.7). Al finalizar el experimento con raigrás se encontraron en los primeros 30 cm de profundidad valores de 1.97 y 0.57 kg N-NO_3 derivados del fertilizante, con y sin estrés hídrico durante el cultivo del maíz, respectivamente (Figura 5.9). En el resto de las profundidades analizadas, el contenido de nitratos derivados del fertilizante no mostró diferencias significativas generadas por los

factores.

Tabla 5.7. Contenido de nitratos totales (suelo+fertilizante), nitratos derivados del suelo y nitratos derivados de fertilizante, de 0 a 150 cm de profundidad, a finalización del cultivo de cobertura. Entre paréntesis: error estándar.

Tratamientos	N-NO ₃ totales	N-NO ₃ suelo	¹⁵ N-NO ₃ fertilizante
	kg N-NO ₃ ha ⁻¹		
N0-W CC	47.4 (8.8)	47.4 (8.8)	—
N0-W	44.0 (3.6)	44.0 (3.6)	—
N0+W CC	40.4 (2.0)	40.4 (2.0)	—
N0+W	39.0 (9.7)	49.6 (9.7)	—
N140-W CC	76.7 (16.8)	73.6 (16.1)	3.1 (0.8)
N140-W	66.9 (8.8)	63.8 (8.6)	3.1 (0.2)
N140+W CC	45.8 (14.3)	43.9 (13.9)	1.9 (0.4)
N140+W	61.6 (23.6)	59.2 (22.4)	2.4 (1.3)

Tabla 5.8. Análisis estadístico (Valor de *p* determinado por ANVA) para el efecto de la disponibilidad de agua (W), nitrógeno (N) y cultivo de cobertura (CC) en el contenido total de nitratos (derivados del suelo+derivados del fertilizante), nitratos derivados del suelo (N-NO₃ suelo) y nitratos derivados del fertilizante (N-NO₃ fertilizante).

	N-NO ₃ totales	N-NO ₃ suelo	¹⁵ N-NO ₃ fertilizante
	<i>p</i>		
N	0.177	0.227	-----
W	0.440	0.447	0.212
NxW	0.473	0.481	-----
CC	0.535	0.533	0.735
NxCC	0.993	0.989	-----
WxCC	0.068	0.063	0.658
NxWxCC	0.498	0.499	-----

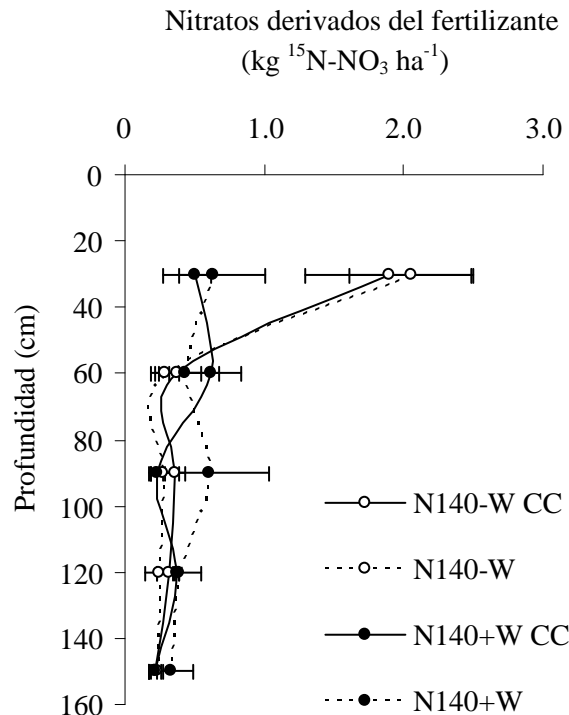


Figura 5.9. Nitratos derivados del fertilizante (kg ¹⁵N-NO₃ ha⁻¹) de 0 a 150 cm de profundidad, a cosecha del cultivo de cobertura. Líneas: error estándar.

Si bien existió un efecto sobre el contenido de nitratos generado por el CC, este fue bajo y solo se detectaron menores niveles de nitratos totales cuando el CC sucedió a un maíz sin estrés hídrico. En trabajos desarrollados en nuestro país, el efecto de los CC fue más manifiesto. Por ejemplo, Quiroga et al. (1999) encontraron entre 70 y 83% menos nitratos después de un verdeo de invierno (que se asemeja a un CC) en relación a un suelo descubierto, a la siembra de girasol, cuyo antecesor fue maíz. Por su parte, Álvarez y Scianca (2006), encontraron 55.1 y 13.9 kg N-NO₃ ha⁻¹ a la siembra de soja, con el suelo descubierto o con CC (raigrás), respectivamente. La principal diferencia con el presente experimento es que en los trabajos mencionados no se registraron precipitaciones importantes previas al muestreo de suelo. Posiblemente, este fenómeno climático haya evitado la lixiviación en los suelos descubiertos de los citados trabajos. Willumsen y Thorup-Kristensen (2001), analizando el comportamiento de un CC a lo largo de dos años, con niveles de precipitaciones contrastantes, encontraron resultados que coinciden tanto con los resultados del presente capítulo, como con los provenientes de Quiroga et al. (1999) y Álvarez y Scianca (2006). Luego de un período húmedo no se registraron diferencias en el contenido de nitratos residuales entre parcelas con CC o suelo desnudo, atribuyéndolo a pérdidas de los nitratos por la lixiviación en el suelo sin CC. Por otro lado, luego de un año seco, observaron pocos nitratos perdidos por lixiviación durante el invierno y mayores niveles de nitratos en el tratamiento sin CC.

Como se aprecia en la Figura 5.1, el mes previo a la finalización del presente experimento existieron precipitaciones muy abundantes (277 mm en el mes) y, además, con altas intensidades: 90 mm en un día. Estas precipitaciones pueden haber desplazado los nitratos residuales hacia capas del suelo mas profundas, principalmente en el tratamiento sin cobertura, lixivándolos. Por lo tanto, la retención del N en la biomasa del CC, en la que se acumularon 78 kg N ha⁻¹, limitó las pérdidas por lixiviación originadas por las abundantes precipitaciones mencionadas. De esta forma el CC

cumplió con su objetivo, actuando como una trampa eficiente para evitar que los nitratos residuales se pierdan. La suma de la fracción retenida en planta más los nitratos remanentes en suelo, muestra que en el tratamiento con CC se acumuló significativamente ($p<0.001$) más N que si el suelo quedaba descubierto durante el barbecho (130 vs. 51 kg N ha⁻¹). Del mismo modo, el N derivado del fertilizante en estas fracciones (nitratos residuales + planta) fue significativamente mayor cuando hubo CC ($p=0.03$). Resultados similares fueron encontrados por Scianca et al. (2008) utilizando centeno como CC. Cabe considerar que cuando se incluye el N presente en la fracción orgánica del suelo, no se encontraron diferencias significativas en el N retenido en el sistema suelo-planta entre los niveles de los factores agua y fertilización, impuestos al maíz, y raigrás. Esto posiblemente se deba a la magnitud del componente orgánico del suelo, que diluye los otros destinos.

El nivel de N orgánico total y el N derivado del fertilizante en la fracción orgánica del suelo, en los primeros 30 cm del suelo, no fueron afectados por los factores analizados. Las diferencias encontradas en el N orgánico derivado del fertilizante a cosecha del maíz, originadas por el estrés hídrico, no se registraron al momento de la cosecha del raigrás. La cantidad de N inmovilizado en la fracción orgánica a la cosecha del CC se redujo en relación a la encontrada a cosecha del maíz en ambos tratamientos, con y sin estrés hídrico durante el maíz (Figura 5.10). A partir de los contenidos del N del fertilizante en la fracción orgánica a cosecha de los dos cultivos realizados (maíz y raigrás) se estimó la mineralización aparente de dicha fracción. Durante el ciclo del raigrás se mineralizó, en promedio, el 47% del N proveniente del fertilizante encontrado a cosecha del maíz. Este valor es un orden de magnitud superior a la mineralización encontrada para la fracción orgánica total en la Región Pampeana (Álvarez y Steinbach, 2012a). Independientemente de las imprecisiones del método de cálculo utilizado, posiblemente este valor elevado se deba a que el fertilizante aplicado al maíz quedó retenido en las fracciones más lábiles de la materia orgánica, siendo más susceptibles a mineralizarse (Álvarez y Álvarez, 2000).

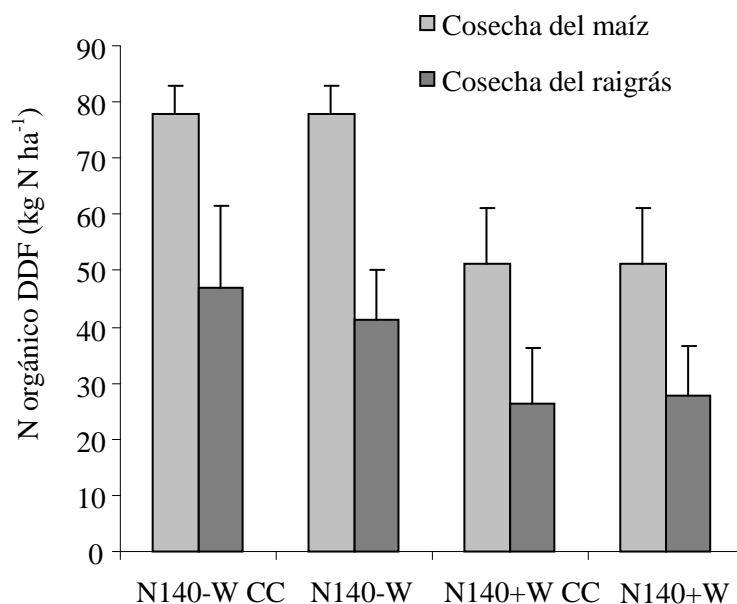


Figura 5.10. Nitrógeno orgánico (0 a 30 cm) derivado del fertilizante (DDF) a cosecha del maíz y del cultivo de cobertura. Líneas: error estándar.

5.4.6. Flujos de nitrógeno

El conocimiento de los flujos del N proveniente del fertilizante y proveniente del suelo permite desarrollar una visión global del comportamiento del N en los sistemas estudiados en el contexto de los tratamientos desarrollados en el presente experimento.

Estos flujos se presentan en las Figuras 5.11, 5.12, 5.13 y 5.14.

La disponibilidad de N durante el maíz fue estimada para el ciclo del cultivo completo (siembra a cosecha). Dicha disponibilidad fue de 292 kg N ha⁻¹, en las situaciones que el maíz no recibió fertilizante (Figuras 5.11 y 5.12). Cuando el maíz fue fertilizado, la disponibilidad fue de 432 kg de N ha⁻¹, de los cuales 140 kg N ha⁻¹ provinieron del fertilizante (Figuras 5.13 y 5.14). Cabe destacar que al considerar el ciclo completo del cultivo, parte de dicho N no estuvo disponible para el cultivo. Por ejemplo, parte del N mineralizado a partir de la materia orgánica liberado con posterioridad al período de activa absorción, no será aprovechado por el cultivo. A partir del N disponible se estimó el que quedará remanente en el sistema a la cosecha (N en forma de nitratos, en los residuos aéreos y radicales del maíz, y en los tratamientos fertilizados el N del fertilizante inmovilizado en la materia orgánica del suelo) y el N que se salió del sistema (N en granos y las pérdidas por volatilización, desnitrificación y lixiviación). Las pérdidas por lixiviación estimadas durante el ciclo del maíz fueron mínimas en el tratamiento fertilizado y sin restricciones hídricas (14 kg N ha⁻¹, de los cuales 6 kg provinieron del fertilizante, Figura 5.13). Las restantes situaciones presentaron mayores niveles de lixiviación, variando entre 50 y 58 kg N ha⁻¹. La principal diferencia en los flujos de N que determinó las pérdidas por lixiviación estuvo dada por la absorción de N por el maíz. Las menores pérdidas por lixiviación, tratamiento fertilizado y sin estrés hídrico, coincidieron con las mayores absorciones por el maíz, siendo entre 76 y 125 kg N ha⁻¹ mayor que en el resto de los tratamientos. Cabe destacar que en ambas situaciones fertilizadas, con y sin estrés hídrico, la lixiviación de N proveniente del fertilizante fue similar y de poca magnitud, 7 y 6 kg ¹⁵N ha⁻¹, respectivamente (Figuras 5.13 y 5.14). Puede observarse que a pesar del bajo ingreso de agua en los tratamientos con limitaciones hídricas, igualmente existieron pérdidas importantes por lixiviación (54 kg N-NO₃, en promedio). Lo anterior puede acreditarse a que el agua ingresada, si bien fue escasa, pudo haber sido suficiente para desplazar nitratos existentes en el perfil (Oomen, 1995).

Para el período comprendido entre la cosecha del maíz y la finalización del CC, o el lapso equivalente en las parcelas con barbecho desnudo, el N disponible proveniente del suelo se ubicó alrededor de los 194 kg N ha⁻¹, con excepción del tratamiento sin estrés hídrico y sin fertilización, donde fue levemente menor (Figura 5.11). Los tratamientos fertilizados mostraron un incremento en el N disponible, originado por el N proveniente de la fertilización realizada al maíz. Esta cantidad varió entre 50 y 60 kg ¹⁵N ha⁻¹ y generó una disponibilidad total (suelo+fertilizante) entre 244 a 254 kg N ha⁻¹. Durante esta etapa, se sumó una nueva variable, la presencia o no de un CC durante la etapa del barbecho.

En todas las situaciones que se contó con el CC la lixiviación estimada fue menor (promedio 40 kg N ha⁻¹) que cuando el suelo permaneció sin vegetación durante el barbecho (promedio 140 kg N ha⁻¹). En los tratamientos con CC, la mayor lixiviación se encontró en el tratamiento donde en maíz había sufrido estrés hídrico y no había sido fertilizado, tratamiento en el que la acumulación de N en el CC fue la menor (63 kg N ha⁻¹). En el resto de los tratamientos, la acumulación de N en el CC varió entre 104 y 130 kg ha⁻¹. La lixiviación de N proveniente del fertilizante fue mínima en el tratamiento donde el maíz no había sufrido estrés hídrico y contó con un CC. El resto de los tratamientos fertilizados presentaron valores de lixiviación similares entre sí, no superando los 15 kg ¹⁵N ha⁻¹.

En general, las mayores pérdidas por lixiviación se originaron con posterioridad a la cosecha del maíz, especialmente si no existió un CC durante el barbecho. En esta etapa se lixivió, en promedio, el 72% del total lixiviado desde la siembra del maíz hasta

la finalización del experimento al año siguiente.

La disponibilidad de N para un hipotético cultivo de verano siguiente a la finalización del raigrás o del barbecho desnudo fue mayor cuando existió previamente un CC. En promedio se registraron 50 kg de N disponible más. Esto se debe principalmente a la descomposición de los residuos del raigrás.

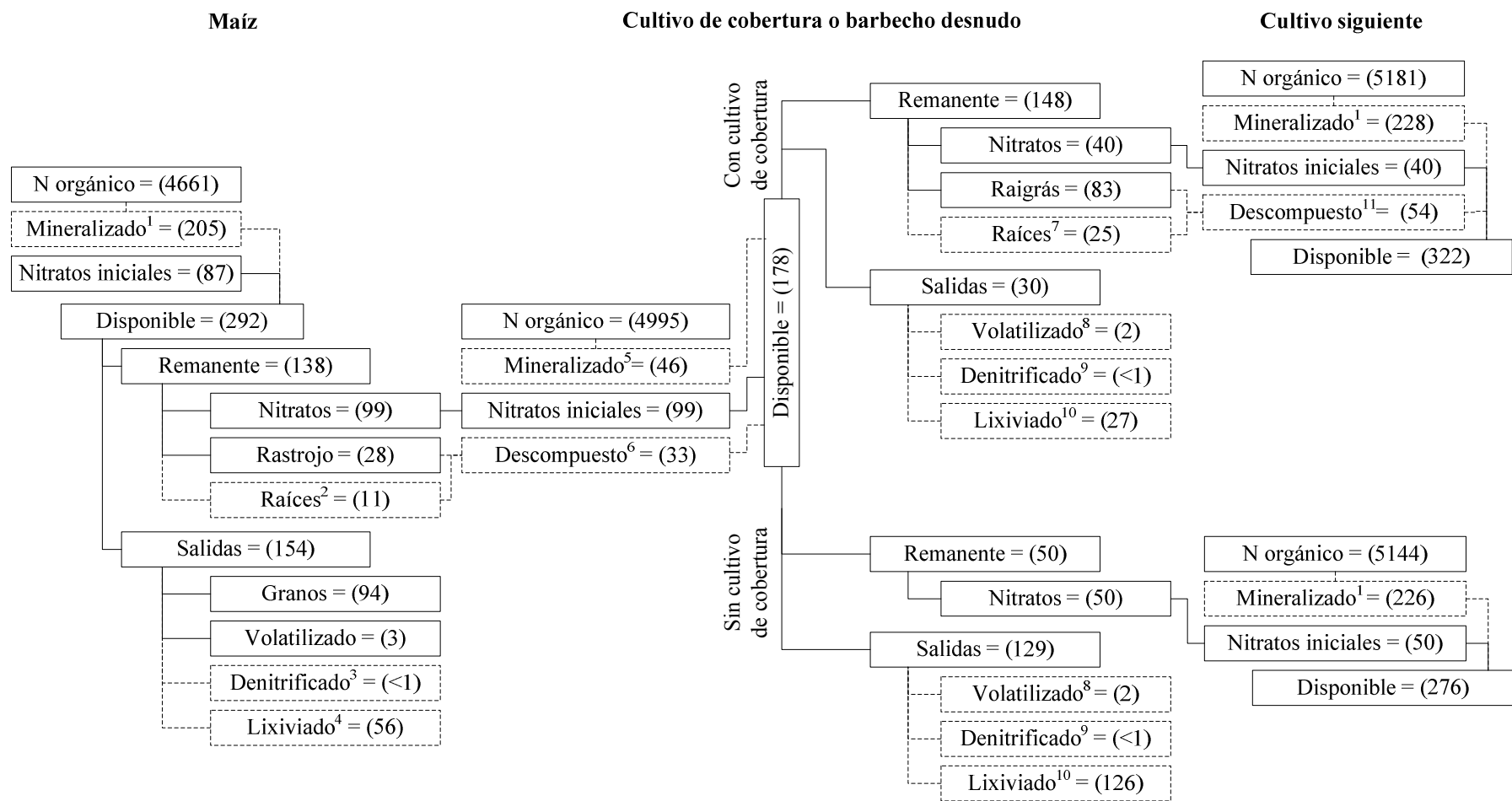


Figura 5.11. Flujos de N sin fertilización y sin estrés hídrico durante el maíz. Entre paréntesis: N proveniente del suelo. Valores en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según referencias explicadas en Materiales y Métodos.

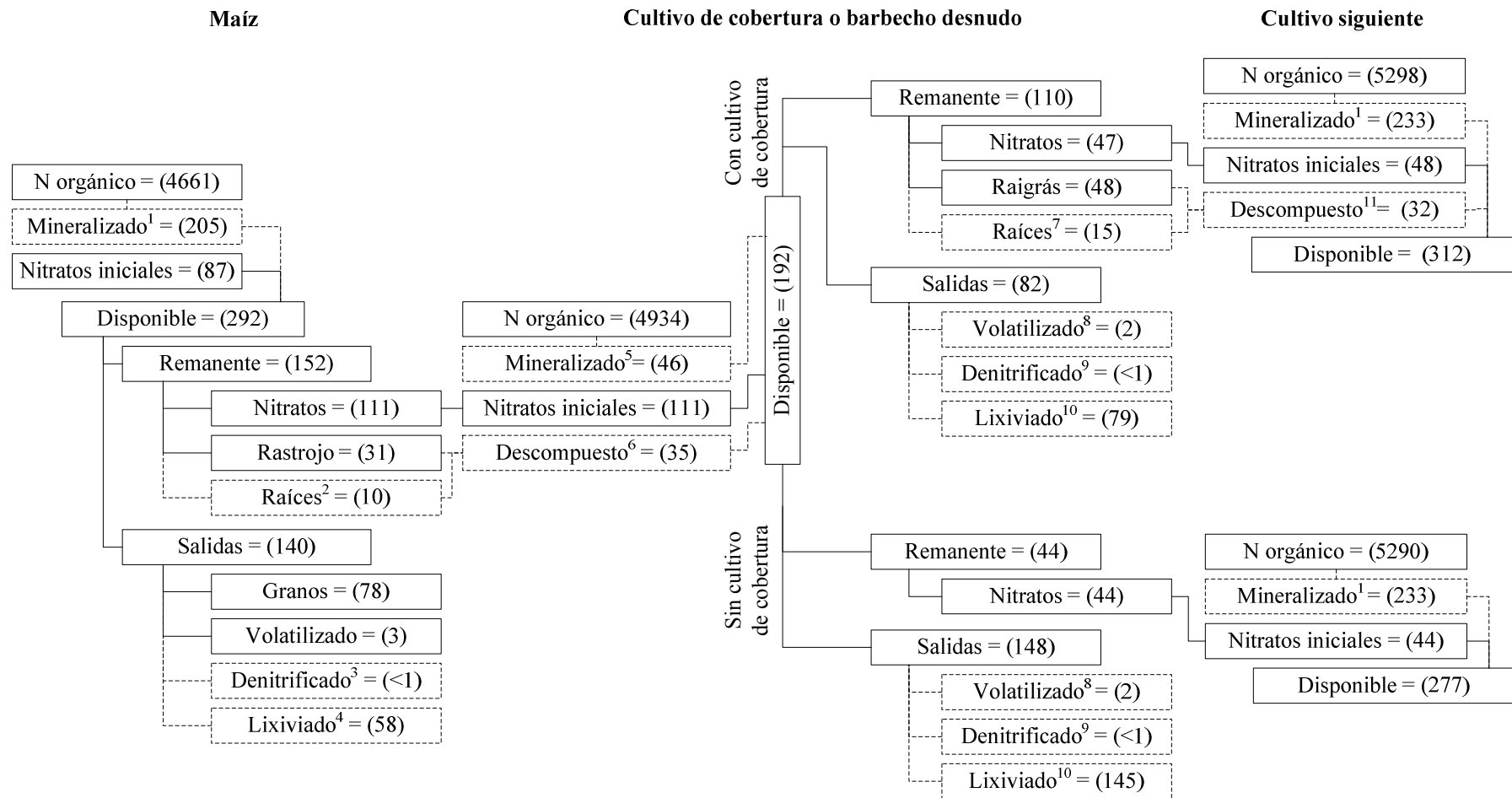


Figura 5.12. Flujos de N sin fertilización y con estrés hídrico durante el maíz. Entre paréntesis: N proveniente del suelo. Valores en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según referencias explicadas en Materiales y Métodos.

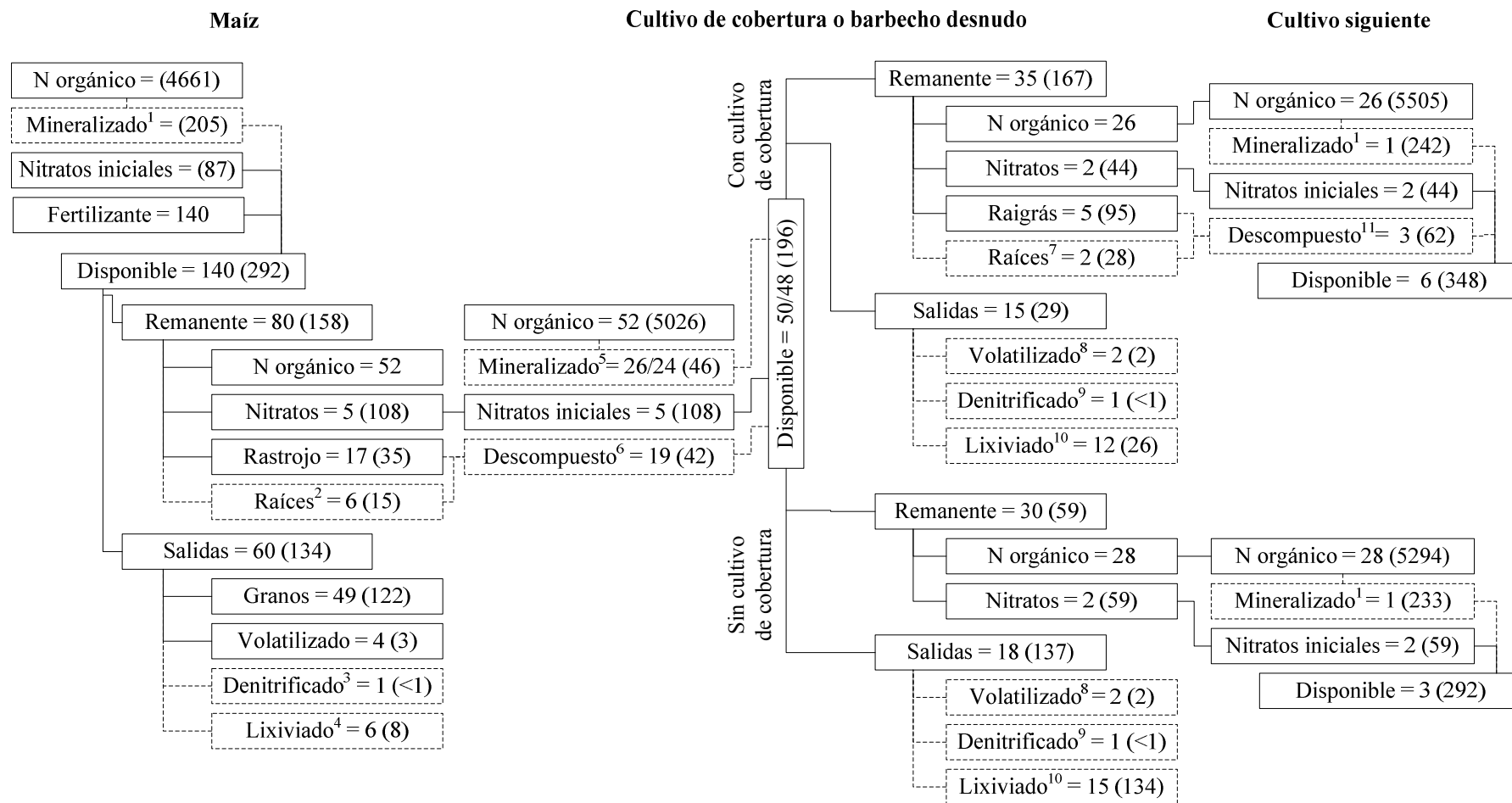


Figura 5.13. Flujos de N con fertilización y sin estrés hídrico durante el maíz. Sin paréntesis: N proveniente del fertilizante. Entre paréntesis: N proveniente del suelo. Valores en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según referencias explicadas en Materiales y Métodos.

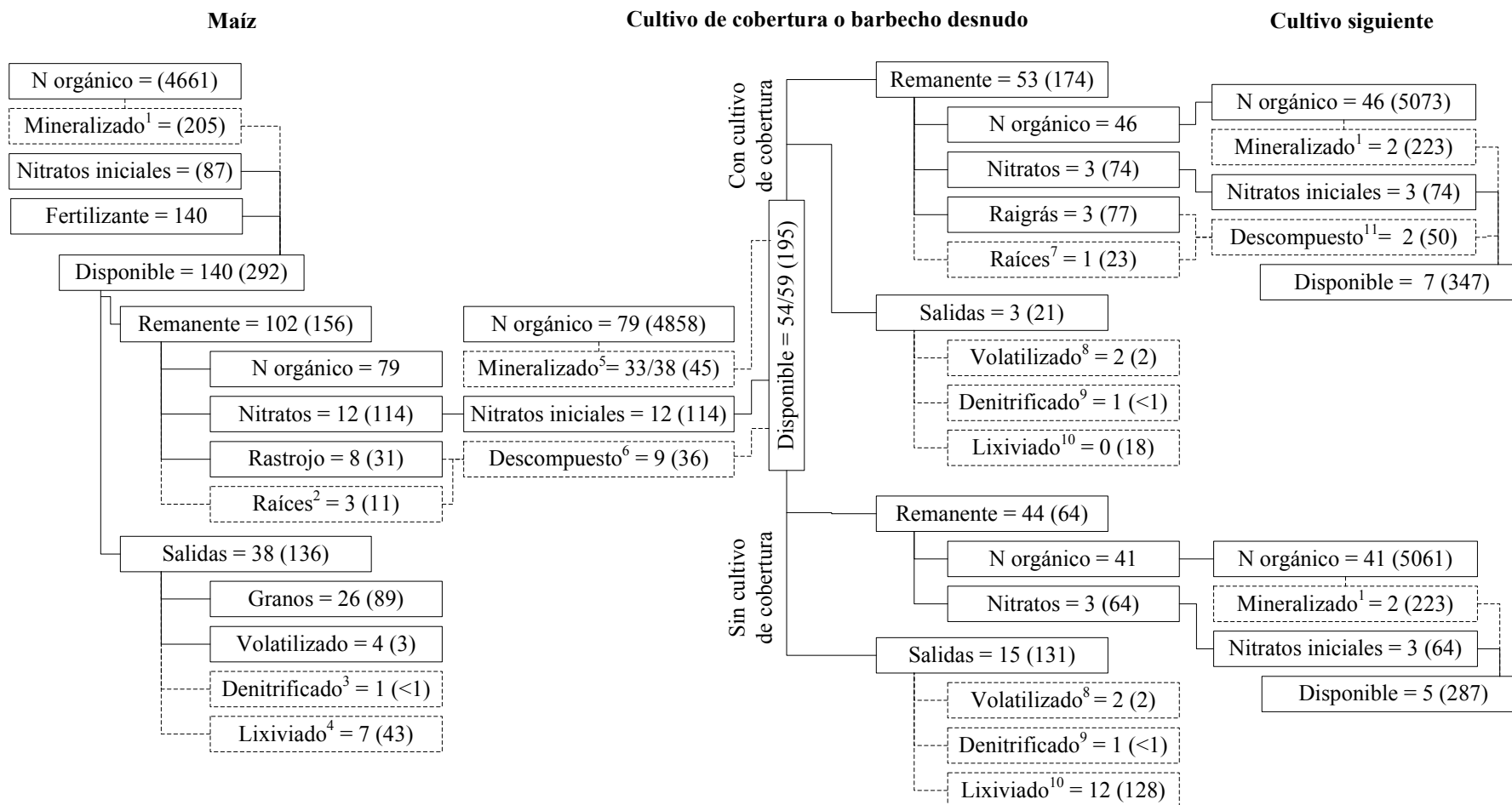


Figura 5.14. Flujos de N con fertilización y con estrés hídrico durante el maíz. Sin paréntesis: N proveniente del fertilizante. Entre paréntesis: N proveniente del suelo. Valores en kg N ha⁻¹. Líneas punteadas: valores estimados según referencias explicadas en Materiales y Métodos.

5.5. CONSIDERACIONES FINALES

La eficiencia de recuperación del N del fertilizante por parte de las plantas de maíz que sufrieron estrés hídrico fue baja. Ello provocó que quedara una mayor cantidad de N proveniente del fertilizante retenida en la fracción orgánica del suelo y como nitratos residuales (0-150 cm). Cuando no existió estrés hídrico las plantas fueron el principal destino del fertilizante, siendo la fracción orgánica del suelo el segundo destino en orden de importancia (47% y 37%, respectivamente). Con plantas sometidas a estrés hídrico, la situación fue inversa, la fracción orgánica del suelo fue el principal destino del fertilizante (56%) seguido por la planta (24%). El fertilizante remanente como nitratos residuales fue mayor bajo estrés hídrico (8% vs. 3%). La volatilización representó un destino minoritario, sin existir diferencias ante la presencia o no de estrés hídrico (3%).

Los tratamientos de fertilización y estrés hídrico, impuestos en el cultivo de maíz, tuvieron poca incidencia en el desarrollo del CC. La absorción de N por el raigrás determinó menores pérdidas potenciales por lixiviación durante el barbecho. La mineralización aparente del N orgánico derivado del fertilizante entre el existente al finalizar el experimento y a cosecha del maíz fue un orden de magnitud mayor a la mineralización reportada en la zona para la fracción orgánica total. Este alto coeficiente de mineralización indica que el fertilizante quedó retenido en las fracciones más lábiles de la materia orgánica. Por lo tanto, la retención del N aplicado por fertilización, en esta fracción podría atenuar la lixiviación sólo en un corto plazo. Las altas tasas de mineralización encontradas muestran que este N se liberaría rápidamente, dejándolo susceptible a lixiviarse.

Las pérdidas estimadas por lixiviación del N derivado del suelo durante el periodo analizado, siembra del maíz hasta cosecha del CC, fueron más importantes que las derivadas del fertilizante (128 vs. 17 kg N-NO₃ ha⁻¹). También se detectó que los tratamientos fertilizados perdieron en total (N derivado del suelo+derivado del fertilizante) menos N por lixiviación que los no fertilizados (121 vs. 152 N-NO₃ ha⁻¹).

En resumen se comprobó que el periodo crítico para la ocurrencia de pérdidas de N por lixiviación es durante el periodo invernal entre dos cultivos de verano. Esto se potencia cuando el suelo queda sin cobertura vegetal viva. El N perdido por lixiviación corresponde principalmente al proveniente del suelo, siendo pequeñas las pérdidas del proveniente del fertilizante. Como era de esperarse, la presencia de un CC al reducir las pérdidas por lixiviación deja más N disponible para un cultivo posterior.

La **hipótesis** planteada se rechaza ya que el N absorbido por el CC tanto proveniente del suelo con del fertilizante fueron independientes de las condiciones hídricas sufridas por el maíz. Por otro lado, el contenido de nitratos al finalizar el CC dependió del estado hídrico durante el maíz siendo menor cuando no hubo estrés hídrico y a la vez existió un CC.

CONCLUSIONES GENERALES

6.1. SÍNTESIS Y CONCLUSIONES GENERALES DE LA TESIS

El nitrógeno (N) fue definido como el segundo factor limitante para el crecimiento de los cultivos, después del agua (Álvarez y Grigera, 2005; Magrin et al., 2005). El paulatino empobrecimiento de los suelos de la región pampeana, sumado a los mayores requerimientos de los cultivos, hicieron que la fertilización nitrogenada sea una práctica habitual en la zona. A nivel internacional la fertilización nitrogenada es considerada una práctica esencial para satisfacer la demanda de alimentos (Erisman et al., 2008). En tal sentido, el consumo de fertilizantes a nivel mundial y en nuestro país presenta una tendencia global de crecimiento. Sin embargo, en el grupo de los países desarrollados el consumo se estabilizó con tendencia a decrecer desde comienzos de la década de 1990. Una de las razones de este comportamiento fue la concientización social sobre los perjuicios ocasionados por el uso de dosis excesivas de N en relación a la demanda de los cultivos. Uno de estos perjuicios es la contaminación de los acuíferos subterráneos con nitratos. Existe el consenso general que el origen de dicha contaminación se debe al uso de dosis excesivas de fertilizantes o a una falta de sincronización entre la oferta de N y la demanda por parte del cultivo. Sin embargo, existen situaciones no explicadas por este concepto simple. Por ejemplo, en nuestro país se encontraron acuíferos con niveles excesivos de nitratos en zonas rurales, donde no existe historia de fertilización nitrogenada y otras donde si existe, pero las dosis de fertilización no llegan a cubrir las exportaciones por parte de los cultivos, siendo negativo el balance de N. Todas estas razones dieron origen al **objetivo general de esta tesis**: *evaluar los principales factores condicionantes, ambientales y de manejo productivo, que determinan la distribución y lixiviación de nitratos en suelos de la Pampa Ondulada y analizar los destinos del N de los fertilizantes nitrogenados para detectar situaciones de riesgo y poder reducir el problema.*

La cuantificación de las pérdidas por lixiviación es extremadamente compleja debido a que es una contaminación de tipo difuso, puede presentar diferentes orígenes y posee numerosos factores naturales y antrópicos que la afectan. En tal sentido, se planteó el **objetivo del capítulo 2**: *determinar y modelizar los factores ambientales y de manejo que inciden en el contenido de nitratos residuales y profundos de los suelos en situaciones representativas del norte de la región pampeana.* Este capítulo se dividió en 3 secciones, cada una con sus objetivos específicos. En la primera se planteó: *desarrollar ecuaciones que permitan explicar la variabilidad del contenido de nitratos en distintos suelos, a partir de variables climáticas, edáficas y de manejo en la región pampeana.* En esta sección, a partir del muestreo de siete sitios de la Pampa Ondulada, en diferentes años, se desarrollaron modelos explicativos del contenido de los nitratos, diferenciados en nitratos residuales y nitratos profundos, a cosecha de maíz, soja y en pastizales naturales. Se denominan nitratos residuales a los que se encuentran dentro de los primeros 150 cm de profundidad a cosecha de los cultivos. Los nitratos profundos se encuentran entre 150 a 300 cm, considerándose lixiviados ya que poseen una baja probabilidad de ser absorbidos por los cultivos. Las precipitaciones explicaron, en forma inversa, el contenido de nitratos en los pastizales naturales y en el maíz. Esto podría relacionarse con la generación de mayores biomásas y por ende mayor absorción de nitratos y, en forma paralela, por una mayor lámina de agua que drena y desplaza a los nitratos fuera de la profundidad de muestreo. En los pastizales además intervienen con una relación directa el contenido de carbono orgánico y de arcilla+limo del horizonte superficial. En la soja, el carbono orgánico fue la única variable que explicó el nivel de nitratos residuales, haciéndolo en forma directa. El conocimiento de las relaciones mencionadas podría ser utilizado para detectar situaciones de riesgo de pérdidas de

nitratos por lixiviación e implementar mecanismos para prevenirlas. La hipótesis propuesta para esta sección se rechazó ya que en situaciones agrícolas los nitratos residuales y profundos fueron explicados por el nivel de precipitaciones del año previo al muestreo en maíz y solo por el contenido de materia orgánica en soja. No fueron explicados por la dosis de fertilización utilizada o la textura del suelo.

Una forma de cuantificar la lixiviación y el contenido de nitratos en el suelo puede ser utilizando modelos de simulación, que permiten generar análisis, reduciendo los estudios directos que requieren tiempo y esfuerzo. El objetivo específico de la segunda sección de este capítulo fue: *determinar la aptitud del modelo NLEAP para simular los nitratos residuales a cosecha de maíz en la Pampa Ondulada y detectar las condiciones que llevan a la acumulación de dichos nitratos*. Se evaluó la habilidad del modelo NLEAP, Nitrate Leaching and Economic Analysis Package (Follett et al., 1991) para simular los nitratos residuales a cosecha de maíz en la Pampa Ondulada. Se realizaron simulaciones en base a datos de seis ensayos de campo, desarrollados en cinco campañas consecutivas, con maíz bajo siembra directa y fertilizado con diferentes dosis de N. La relación entre los valores de nitratos residuales observados y los simulados por el modelo mostró un bajo ajuste cuando se incluían tratamientos con dosis de fertilización nitrogenada elevadas, superiores a las medias de la región. En estos puntos, el modelo sobrestimó el valor de nitratos residuales debido a que subestimó la absorción de N por el cultivo y la volatilización. Se estudió el motivo de dichas fallas y se trabajó en conjunto con los autores del modelo, para corregirlas en una actualización del modelo (Delgado et al. 2006; Delgado et al. 2008). Utilizando las dosis normales para la región el ajuste de la correlación fue significativo ($p < 0.001$, $R^2 = 0.97$), no difiriendo la ordenada al origen de 0 y la pendiente de 1. Esto permitiría realizar simulaciones de diferentes escenarios, utilizando las prácticas agronómicas que minimicen las pérdidas de nitratos por lixiviación. La hipótesis propuesta para esta sección se rechazó ya que el modelo NLEAP original no simuló adecuadamente los nitratos residuales de maíz para dosis de fertilización nitrogenada elevadas. En situaciones de fertilización nitrogenada normal el modelo, en cambio, simuló adecuadamente los nitratos residuales.

Por último, el objetivo específico de la tercera sección del capítulo 2 fue: *cuantificar las pérdidas de nitratos en dos suelos con diferentes características, pero sujetos a similar historias de manejo, fertilización e irrigación*. En esta sección se determinó la cantidad de nitratos perdidos a campo a partir de la diferencia en el contenido de nitratos profundos entre dos años. La determinación se realizó en dos sitios con similar historia de cultivos y manejos, pero con suelos taxonómicamente distintos: Hapludol típico (Alberti) y Argiudol típico (Pergamino). Las lluvias del año previo a los muestreos fueron, escasas antes del primer muestreo y muy abundantes antes del segundo. Este régimen pluviométrico definió el comportamiento de los nitratos del suelo. En el primer muestreo se registró acumulación de nitratos en ambos suelos, los que disminuyeron marcadamente el segundo año. Lo anterior puso en evidencia que el proceso de lixiviación no sería continuo en el tiempo, sino que consta de 2 etapas: 1) los nitratos se acumulan en el perfil del suelo en períodos de escasas precipitaciones, posiblemente por una menor absorción por los cultivos y por una menor lámina de agua percolada y 2) se lixivian en periodos subsiguientes de elevadas precipitaciones. La lixiviación de los nitratos profundos fue mayor en el suelo de textura más fina que en el de textura más gruesa, pese a la mayor conductividad hidráulica de este último. Lo anterior permitió rechazar la hipótesis propuesta para esta sección del capítulo. Se realizaron simulaciones con el modelo NLEAP a partir de los datos de ambos suelos y 3 niveles de precipitaciones: promedios históricos, un año seco y un año

húmedo. La información obtenida confirmó los datos experimentales: en periodos con escasas precipitaciones los nitratos se acumulan en el perfil. Lo opuesto ocurre cuando las precipitaciones son abundantes, donde el frente de avance simulado supera los 400 cm en ambos suelos. El modelo también predijo mayores riesgos de pérdida de nitratos en el Argiudol que en el Hapludol.

En síntesis, a través de diferentes métodos se pudo comprobar que el principal factor que gobierna la dinámica de los nitratos son las precipitaciones. Esto influye en la cantidad absorbida por los cultivos y en el desplazamiento de los nitratos a través del perfil, hacia estratos profundos.

Para profundizar el análisis de la lixiviación de nitratos generada por la fertilización nitrogenada, en el marco de otros caminos posibles del N, se desarrolló el **capítulo 3**, cuyo **objetivo** fue: *analizar los destinos del N del fertilizante: en plantas de maíz, en el suelo (discriminado el inmovilizado en la materia orgánica, como nitratos residuales y el lixiviado por debajo de la profundidad radical) y el perdido por volatilización en un Argiudol Típico de la Pampa Ondulada*. Para cumplir dicho objetivo se llevó a cabo un experimento con maíz en un Argiudol Típico de la localidad de Chivilcoy, provincia de Buenos Aires. Los tratamientos fueron: 0, 70, 140 y 250 kg N ha⁻¹ (N0, N70, N140 y N250), siguiendo un diseño en bloques al azar con 4 repeticiones. La fertilización se realizó con urea marcada isotópicamente con ¹⁵N.

A madurez fisiológica, la fertilización incrementó la acumulación de N en todos los órganos del maíz estudiados, con excepción de las raíces. El N derivado del suelo representó entre el 56 y 76% del total absorbido, sin mostrar diferencias entre tratamientos. La planta fue el principal destino del fertilizante, en todos los tratamientos, donde se recuperó en promedio el 56% del N aplicado. La recuperación del N del fertilizante en los granos (porción exportada) fue 39.4, 35.6 y 28.3%, siendo mayor con la menor dosis utilizada y viceversa. Por lo tanto, en promedio, el 65% del N aplicado no se exportó y quedó en el sistema suelo-planta o se perdió por diferentes vías. Los otros destinos del N fueron la fracción orgánica del suelo y la volatilización del amoníaco. En los tratamientos con las dosis de fertilizante más bajas (N70 y N140) la volatilización fue un destino de mayor importancia que el componente orgánico (22% vs. 9%, respectivamente en promedio). En el tratamiento de mayor dosis (N250) la situación fue inversa: el componente orgánico fue un destino mas importante que la volatilización (21% vs. 15%, respectivamente).

El destino del fertilizante como nitratos en el suelo hasta los 300 cm de profundidad, se mantuvo bastante constante entre tratamientos, siendo en promedio 9.4%. Como nitratos residuales en promedio se detectó el 8.6% del N aplicado. Consecuentemente, los nitratos lixiviados representaron sólo el 0.8% del N del fertilizante aplicado en el ciclo del cultivo. Coincidiendo con las conclusiones del Capítulo 2, estos resultados indican que en años en los que el cultivo puede desarrollar su potencial productivo y alcanzar la máxima absorción de N (p.e. años con adecuado régimen pluviométrico), aunque las dosis de fertilizantes nitrogenados sean elevadas (por ej. 250 kg N ha⁻¹), la lixiviación de ese fertilizante no sería un proceso significativo. El contenido de nitratos originales del suelo (N no marcado isotópicamente) fue superior al proveniente del fertilizante. Se encontraron valores de nitratos profundos provenientes del suelo de 46 kg N-NO₃ ha⁻¹, en promedio, sin diferencias entre tratamientos. Por ello, los elevados valores de nitratos lixiviados registrados en éste y otros experimentos, no se vincularían con la fertilización del año en cuestión, sino con otros orígenes, tales como mineralización de la materia orgánica del suelo o la de los residuos de cultivos anteriores, o de nitratos remanentes en el suelo de fertilizaciones anteriores. La hipótesis planteada para el presente capítulo se rechaza

ya que se detectó un umbral (140 kg N ha^{-1}), a partir del cual se incrementa exponencialmente el destino del fertilizante hacia la fracción orgánica y en menor medida hacia los nitratos residuales, pero no hacia los nitratos profundos.

Durante el experimento desarrollado en el capítulo 3 no se registraron restricciones hídricas. Sin embargo, el maíz posee una alta sensibilidad a la disponibilidad de agua, aunque no existen conceptos uniformes en relación a la interacción entre el agua y el N. Esto dio lugar al **objetivo del capítulo 4: estudiar la interacción entre el estrés hídrico y la disponibilidad de N sobre la producción de biomasa aérea y subterránea de maíz, y los destinos del fertilizante nitrogenado**. Para ello se realizó un experimento con maíz en condiciones controladas en invernáculo, en la Facultad de Agronomía (UBA). Se trabajó en contenedores con una mezcla de suelo (horizonte superficial de un Argiudol Típico) y arena. Se aplicó un diseño factorial con dos factores y dos niveles para cada uno: Disponibilidad de N (baja y alta, fertilizado con urea marcada isotópicamente con ^{15}N : 70 y 140 kg N ha^{-1} , respectivamente) y Humedad (con y sin estrés hídrico, 50 y 100% de la evapotranspiración, determinada por el método de Penman, respectivamente). Se contó con cuatro repeticiones por tratamiento distribuidas al azar dentro del invernáculo. El experimento se finalizó cuando se alcanzó el estado R1 (emergencia de estigmas). No se encontró interacción entre la disponibilidad hídrica y nitrogenada sobre la producción de biomasa aérea y radical en maíz, a diferencia de otros resultados presentados en la literatura. Sin embargo, ambos factores afectaron en forma distinta a cada uno de los compartimientos mencionados: la biomasa aérea producida fue mayor con mayor nivel de humedad, independientemente de la disponibilidad nitrogenada; en cambio, la biomasa radical se incrementó por la mayor disponibilidad hídrica y nitrogenada.

La planta fue uno de los principales destinos del N proveniente del fertilizante. Cuando la dosis de fertilización fue baja, existiendo o no estrés hídrico, o cuando la dosis fue alta, pero no existió estrés hídrico, en la planta se recuperó el 41% del N aplicado, en promedio. En cambio en el tratamiento de alta dosis con estrés hídrico solo se recuperó el 19% . La volatilización del amoníaco y los nitratos residuales fueron destinos de similar magnitud, con excepción nuevamente del tratamiento N140 con estrés hídrico. En dicho tratamiento, coincidiendo con la menor absorción por el cultivo, los nitratos residuales fueron significativamente superiores al resto de los tratamientos. El principal destino no determinado en el presente experimento sería la fracción orgánica. Por lo tanto, ante estreses hídricos moderados y disponibilidades altas de N, el suelo fue ampliamente el destino principal del fertilizante. El 77% del N del fertilizante se encontraría en la fracción del suelo de nitratos y orgánica. Finalmente, la hipótesis planteada se rechazó. A diferencia de lo postulado, el N acumulado en la planta derivado del fertilizante mostró una interacción entre los factores: cuando el agua fue limitante, la absorción de N proveniente del fertilizante no fue afectada por la dosis de fertilización y cuando el agua no fue un factor limitante, la absorción de N aumentó con la mayor dosis de N aplicado.

Los resultados de los capítulos 2 y 4 avalan que ante la ocurrencia de un estrés hídrico, la eficiencia de recuperación del N del fertilizante por las plantas disminuye. De esta forma se incrementa la proporción de N del fertilizante en los destinos alternativos a la planta. Como se vio en los capítulos 2 y 4, el suelo es uno de ellos, tanto en la forma de nitratos como inmovilizado por la fracción orgánica del mismo. Ante la susceptibilidad de pérdida de dicho N (por lixiviación directa o mediada por procesos de mineralización), se planteó la alternativa de retener el N en la biomasa de un cultivo de cobertura (CC), a continuación del maíz estresado hídricamente. Este fue el origen del **objetivo del capítulo 5: determinar los destinos del N proveniente del suelo y del**

fertilizante para un maíz sometido a distinta disponibilidad hídrica y de N, seguido por un raigrás como CC. Adicionalmente, se estudiará la capacidad de del CC para reducir los niveles de nitratos susceptibles a lixiviarse. Se realizó un ensayo a campo, en el predio de la Facultad de Agronomía (UBA), sobre un Argiudol vértico. El ensayo consistió en un maíz seguido por raigrás anual, como CC. Se aplicó un diseño estadístico factorial (2x2) con bloques completamente aleatorizados y 3 repeticiones. Los factores fueron: Fertilización Nitrogenada: 0 y 140 kg N ha⁻¹ (N0 y N140) y Humedad: con y sin estrés hídrico, 50 y 100% de la evapotranspiración, respectivamente (-W y +W). Se fertilizó con nitrato de amonio marcado isotópicamente con ¹⁵N. Luego de la cosecha del maíz, se incluyó un tercer factor sobre los dos previamente impuestos al maíz, en parcelas divididas: con y sin CC.

Los resultados obtenidos con el maíz en este experimento concuerdan con lo encontrado en los experimentos previos. La eficiencia de recuperación del N del fertilizante por parte de las plantas de maíz varió con el estrés hídrico. Cuando no se registró estrés hídrico las plantas fueron el principal destino del fertilizante, siendo la fracción orgánica del suelo el segundo destino en orden de importancia (47 y 37%, respectivamente). Con plantas sometidas a estrés hídrico, la situación fue inversa, la fracción orgánica del suelo fue el principal destino del fertilizante (56%), seguido por la planta (24%). El fertilizante remanente como nitratos residuales fue mayor bajo estrés hídrico (8 vs. 3%). La volatilización representó un destino minoritario. Los mayores valores encontrados en las pérdidas por volatilización en los experimentos de los Capítulos 3 y 4 en relación a las del presente capítulo, podrían estar relacionados con las fuentes utilizadas, urea en los dos primeros casos y nitrato de amonio en el último.

Los niveles de disponibilidad nitrogenada e hídrica, impuestos al maíz, tuvieron poca incidencia en el desarrollo del CC. El CC limitó las pérdidas por lixiviación durante el barbecho, al retener los nitratos en sus tejidos. Sin embargo, la diferencia en el nivel de nitratos en el suelo al finalizar el experimento, aunque inferior con la presencia de un CC, fue mínima. Esto se debe a que existieron lluvias importantes antes del muestreo, que posiblemente desplazaron a los nitratos presentes en los tratamientos sin cultivo de cobertura hacia capas profundas, homogeneizando a todos los tratamientos. La mineralización aparente del N derivado del fertilizante retenido en la fracción orgánica del suelo fue un orden de magnitud mayor a la mineralización reportada en la zona, para la fracción orgánica total. Esto sería una nueva evidencia que el N del fertilizante queda retenido en las fracciones más lábiles de la materia orgánica del suelo. Por lo tanto, la retención del N del fertilizante, en esta fracción podría atenuar la lixiviación sólo en un corto plazo.

Como cierre del capítulo 5 y a modo de síntesis integradora, se estimaron los flujos del N original del suelo y del derivado del fertilizante, desde la siembra de un maíz hasta la finalización de un CC. Se utilizó la información generada en el experimento del presente capítulo, la de los otros experimentos realizados sumados a información recopilada de otros experimentos locales.

A partir de las estimaciones realizadas se detectó que las pérdidas por lixiviación durante el ciclo del maíz fueron mínimas en el tratamiento fertilizado y sin restricciones hídricas (14 kg N ha⁻¹, de los cuales 6 kg provinieron del fertilizante). Las restantes situaciones presentaron mayores niveles de lixiviación, variando entre 50 y 58 kg N ha⁻¹. Las menores pérdidas por lixiviación, coincidieron con las mayores absorciones por el maíz. Puede observarse que a pesar del bajo ingreso de agua al suelo en los tratamientos con estrés hídrico, igualmente existieron pérdidas importantes por lixiviación (54 kg N-NO₃, en promedio). Sin embargo, en ambas situaciones fertilizadas, con y sin estrés hídrico, la lixiviación de N proveniente del fertilizante fue similar y de poca magnitud.

Durante la etapa post cosecha del maíz, en todas las situaciones que se contó con el CC la lixiviación fue menor (promedio 40 kg N ha⁻¹) que cuando el suelo permaneció sin vegetación durante el barbecho (promedio 140 kg N ha⁻¹). En el CC se acumuló un promedio de 104 kg N ha⁻¹, de los cuales 5 kg provienen de la fertilización del maíz.

En general, las mayores pérdidas por lixiviación se originaron con posterioridad a la cosecha del maíz. En esta etapa se lixivió, en promedio, el 72% del total lixiviado desde la siembra del maíz hasta la finalización del experimento al año siguiente. La descomposición de los residuos del CC dejará 50 kg de N disponible más que si el suelo quedara desnudo durante el barbecho. La hipótesis planteada para el presente capítulo se rechaza ya que el N absorbido por el CC, tanto proveniente del suelo como del fertilizante, fue independiente de las condiciones hídricas sufridas por el maíz.

En síntesis, todas las hipótesis puestas a prueba en esta tesis se plantearon a partir de los conocimientos provenientes de la literatura y fueron rechazadas. Queda claro, como se indicó al comienzo de este capítulo, que la lixiviación de nitratos es un proceso complejo. Esta tesis contribuyó a:

- Definir a las precipitaciones como el principal factor que domina el proceso de lixiviación en el cultivo de maíz regulando la absorción de N por el cultivo y su el desplazamiento vertical.
- Determinar que la lixiviación de nitratos presenta pulsos de acumulación y pérdida cuando las precipitaciones son escasas y elevadas, respectivamente.
- Ubicar a la materia orgánica del suelo como el destino prioritario del fertilizante ante un estrés hídrico en maíz, seguido por la acumulación en la plantas.
- Precisar que las pérdidas por lixiviación del N derivado del fertilizante utilizado en una determinada campaña agrícola son mínimas en relación a las pérdidas del N preexistente en el suelo.
- Recolectar evidencias en la región pampeana que suelos agrícolas con texturas mas finas podrían ser más susceptibles de sufrir pérdidas por lixiviación que suelos con texturas más gruesas.
- Identificar al período entre dos cultivos de verano como el crítico para la ocurrencia de pérdidas de N por lixiviación.
- Confirmar que la inclusión de un cultivo de cobertura puede reducir las pérdidas por lixiviación, incrementando la disponibilidad de N para un cultivo posterior.
- Determinar que la retención del N del fertilizante, en los residuos del CC podría atenuar la lixiviación de nitratos sólo en un corto plazo.
- Validar la capacidad del NLEAP para simular situaciones donde las dosis de fertilización sean las normales en la región.

6.2. LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS

A partir del desarrollo de esta tesis surgen temas en dos planos a profundizar en investigaciones futuras. Entre ellos se pueden destacar a nivel de procesos:

- Investigar la dinámica y residualidad del N del fertilizante retenido en la materia orgánica del suelo.
- Estudiar técnicas de manejo de los residuos del CC que minimicen su velocidad de mineralización y consecuentemente sus pérdidas de nitratos.
- Encarar el problema de la lixiviación en cada componente del complejo ámbito del N, diferenciando los orígenes del N lixiviado (mineralización, nitratos residuales, fertilización).

A nivel de conocimientos locales:

- Evaluar la lixiviación de nitratos en producciones de tipo intensivo donde las dosis de fertilización son mayores y uso de abonos orgánicos y riego es frecuente.
- Cuantificar la concentración de nitratos en aguas subterráneas y realizar mapas de distribución, para graficar la eventual gravedad del problema.
- Estudiar la nueva versión del Modelo NLEAP y determinar su aplicabilidad en la región pampeana.

BIBLIOGRAFÍA

- Addiscott, T.M. 1996. Fertilizers and Nitrate Leaching. En: *Agricultural Chemicals and the Environment. Issues in Environmental Science and Technology* 5. Hester R.E., Harrison R.M. (Eds.). The Royal Society of Chemistry, Cambridge. pp.: 1-26.
- Alberts, E., Neibling, W.H. 1994. Influence of crop residues on water erosion. En: *Managing Agricultural Residues*. Unger P. (Ed.), Lewis Publisher Texas. pp: 19-39.
- Aldrich, S., Leng, E. 1974. Producción moderna de maíz. Editorial Hemisferio Sur. Argentina. 308 p.
- Al-Kaisi, M.M., Yin, X. 2003. Effects of nitrogen rate, irrigation rate, and plant population on corn yield and water use efficiency. *Agron. J.* 95: 1476-1482.
- Al-Kanani, T., MacKenzie, A.F., Barthakur, N.N. 1991. Soil Water and Ammonia Volatilization Relationships with Surface-Applied Nitrogen Fertilizer Solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 1761-1766.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Petty, R.J. 1985. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. USEPA, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, EPA/600/2-85/0108. 163 p.
- Álvarez, C., Scianca, C. 2006. Cultivos de cobertura en Molisoles de la región pampeana. Aporte de carbono e influencia sobre propiedades edáficas. *Jornada Profesional Agrícola* 2006.
- Álvarez, C., Scianca, C., Barraco, M., Díaz- Zorita, M. 2006. Impacto de cereales de cobertura sobre propiedades edáficas y producción de soja. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Actas en CD.
- Álvarez, C.R., Rimski-Korsakov, H., Prystupa, P., Lavado, R.S. 2007. N dynamics and losses in direct drilled maize systems. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 38: 2045-2059.
- Álvarez, C.R., Álvarez, R., Sarquis, A. 2008. Residue Decomposition and fate of Nitrogen-15 in a wheat crop under different previous crops and tillage systems. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 39: 1-13.
- Álvarez, C.R., Steinbach, H.S., Álvarez, R. 2012. El rol de los fertilizantes en la agricultura. En: *Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la región pampeana*. Álvarez et al. (Eds.) Editorial Facultad de Agronomía. pp.: 51-66.
- Álvarez, R. 1999. Uso de modelos de balance para determinar los requerimientos de fertilizante nitrogenado de trigo y maíz. Editorial Eudeba, Bs. As. 58 p.
- Álvarez, R., Álvarez, C.R. 2000. Soil Organic Matter Pools and Their Associations with Carbon Mineralization Kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 184-189.
- Álvarez, R., Grigera, S. 2005. Analysis of soil fertility and management effects on yields of wheat and corn in the Rolling Pampa of Argentina. *J. Agron. Crop Sci.* 191: 321-329.
- Álvarez, R., Steinbach, H.S. 2012b. Asociación entre el nitrógeno del suelo y el rendimiento de los cultivos. En: *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. Editorial Facultad de Agronomía. pp.: 245-258.
- Álvarez, R., Steinbach, H.S. 2012a. Ciclado de nitrógeno del agrosistema. En: *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*, Editorial Facultad de Agronomía. pp.: 259-300.
- Andrade, F., Cirilo, A., Uhart, S., Otegui, M. 1996. *Ecofisiología del cultivo de maíz*. Editorial La Barrosa y Dekalb Press. 292 pp.
- Andriulo, A., Ferreyra, C., Sasal, C., de Galetto, M.L.R., Abrego, F., Bueno, M., Rimatori, F., de la Cruz, M.A., Venencio, M.D.V., Giacosa, R. 2000. Nitratos en el agua subterránea del Partido de Pergamino. Efecto a largo plazo de la agricultura continua y a corto plazo de la producción intensiva de granos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Actas en CD.

- Andriulo, A., Sasal, M.C., Rimatori, F. 2002. Impacto del sistema de producción agrícola sobre la calidad y la cantidad del drenaje en el norte de Buenos Aires. 2do Taller de Contaminación por Agroquímicos, Pergamino. Actas en CD.
- Angle, J.S., Gross, C.M., McIntosh, M.S. 1989. Nitrate concentrations in percolate and groundwater under conventional and no-till Zea mays watersheds. *Agric. Ecosys. Environ.* 25: 279-286.
- Aparicio, V., Costa, J.L., Zamora, M. 2008. Nitrate leaching assessment in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Agric. Water Manag.* 95: 1361-1372.
- Archer, J., Thompson, R. 1993. Solving the nitrate problem: Progress in research and development. MAFF, London. 37 p.
- Armstrong, R.D., Probert, M.E., McCosker, K., Millar, G. 1998. Fluxes of nitrogen derived from plant residues and fertiliser on a cracking clay in a semi-arid environment. *Aust. J. Agric. Res.* 49: 437-449.
- Auge, M., Nagy, M.I. 1999. Contaminación con agroquímicos en La Plata, Pcia. de Buenos Aires. II Congreso argentino de hidrogeología. IV Seminario hispano argentino sobre temas actuales de la hidrología subterránea. Santa Fe.
- Baigorria, T., Cazorla, C. 2009. Evaluación de especies como cultivo de cobertura en sistemas agrícolas puros en siembra directa. Jornadas Nacionales Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura, Bahía Blanca. Actas en CD.
- Barbosa, O.A., Taboada, M.A., Cosentino, D.J. 1999. Contracción al secado de agregados en diferentes fases de degradación de un suelo franco limoso de la pampa ondulada. *Ciencia del Suelo* 17: 1-7.
- Barrett, J.E., Burke, I.C. 2000. Potential nitrogen immobilization in grassland soils across a soil organic matter gradient. *Soil Biol. Bioch.* 32: 1707-1716.
- Berntsen, J., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Hansen, E.M. 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *Eur. J. Agron.* 25: 383-390.
- Blevins, D.W., Wilkison, D.H., Kelly, B.P., Silva, S.R. 1996. Movement of fertilizer to glacial till and runoff from a claypan soil. *J. Environ. Qual.* 25: 584-593.
- Bohnert, H.J., Bressan, R.A. 2001. Abiotic stresses, plant reactions and new approaches towards understanding stress tolerance. En: *Crop Science: Progress and Prospects*. Noesberger, J. et al. (Eds). CABI publishing, Wallingford, UK. pp.: 81-100.
- Bouwmeester, R.J.B., Vlek, P.L.G., Stumpe, J.M. 1985. Effect of Environmental Factors on Ammonia Volatilization from a Urea-Fertilized. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 376-381.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-Total. En: *Methods of Soil Analysis* Page A.L. (Ed.). Part 2. Wisconsin. USA. pp.: 595-622.
- Brock, T.D., Madigan, M.T. 1993. Microbiología. 6ª Edición. Prentice Hall Hispanoamericana S.A. 956 p.
- Buljovic, Z., Engels, C. 2001. Nitrate uptake ability by maize roots during and after drought stress. *Plant Soil* 229: 125-135.
- Bundy, L.G., Andraski, T.W. 1996. End-of-season soil and plant nitrate tests to evaluate nitrogen management practices for corn. En: *Proc. 1996 Wisc. Fert., Aglime, and Pest Manage. Conf.* Kelling K.A. (Ed.), Madison, WI. pp.: 247-256.
- Bundy, L.G., Andraski, T.W. 2005. Recovery of Fertilizer Nitrogen in Crop Residues and Cover Crops on an Irrigated Sandy Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 640-648.
- CAA. 1969. Código Alimentario Argentino. Ley 18.284, Decreto reglamentario 2126/71.
- Cai, G., Chen, D., White, R.E., Fan, X.H., Pacholski, A., Zhu, Z.L., Ding, H. 2002. Gaseous nitrogen losses from urea applied to maize on a calcareous fluvo-aquic soil in the North China Plain. *Aust. J. Soil Res.* 40: 737-748.
- Cameira, M.R., Fernando, R.M., Pereira, L.S. 2003. Monitoring water and NO₃-N in

- irrigated maize fields in the Sorraia Watershed, Portugal. *Agri. Water Manag.* 60: 199-216.
- Carbó, L.I., Flores, M.C., Herrero, M.A. 2009. Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Environ. Geol.* 57: 1489-1500
- Carter, M.R., Rennie, D.A. 1987. Effects of tillage on deposition and utilization of ^{15}N residual fertilizer. *Soil Till. Res.* 9: 33-43.
- CEMA (Comisión Europea del Medio Ambiente). 1991. Directiva sobre nitratos 91/676/CEE. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1991:375:0001:0008:ES:PDF> (Acceso 6/9/2013)
- CEMA (Comisión Europea del Medio Ambiente). 2010. La Directiva de nitratos de la UE. <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/nitrates/es.pdf> (Acceso 6/9/2013)
- Cerrato, M., Blackmer, A. 1990. Comparison of models for describing corn yield response to nitrogen fertilizer. *Agron. J.* 82: 138-143.
- Cirilo, A.G., Andrade, F.H. 1994. Sowing date and maize productivity: I. Crop growth and dry matter partitioning. *Crop Sci.* 34: 1039-1043.
- Clark, F.E. 1977. Internal cycling of ^{15}N in shortgrass prairie. *Ecology* 58: 1322-1333.
- Clark, A. 2007. Managing cover crops profitably, Handbook Series Book 9 (3rd ed.), Sustainable Agriculture Network, Beltsville, MD. 246 p.
- Cosentino, V.R.N., Figueiro Aureggi, S.A., Taboada, M.A. 2013. Hierarchy of factors driving N_2O emissions in non-tilled soils under different crops. *European Journal of Soil Science* 64: 550-557.
- Conti, M.E., Rodríguez, A.M., Pena, S.B. 1985. Distribución y dinámica de los nitratos en argiudoles series arroyo Dulce y Delgado, bajo Cultivo de maíz. *Ciencia del Suelo* 3: 124-129.
- Cookson, W.R., Rowarth, J.S., Cameron, K.C. 2000. The effect of autumn applied ^{15}N -labelled fertilizer on nitrate leaching in a cultivated soil during winter. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 56: 99-107.
- Coque, M., Gallais, A. 2007. Genetic variation for nitrogen remobilization and postsilking nitrogen uptake in maize recombinant inbred lines: Heritabilities and correlations among traits. *Crop Sci.* 47: 1787-1796.
- Costa, C., Dwyer, L.M., Stewart, D.W., Smith, D.L. 2002b. Nitrogen effects on grain yield and yield components of leafy and nonleafy maize genotypes. *Crop Sci.* 42: 1556-1563.
- Costa, J.L., Vidal, C. 1998. Transporte de nitratos en la zona no saturada bajo diversos usos del suelo. XVI Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Villa Carlos Paz. pp.: 349-350.
- Costa, J.L., Suero, E., Bedmar, F., Bocanegra, E., Martínez, D. 2000. Contaminación de acuíferos superficiales con nitratos. Efecto de las distintas prácticas agrícolas. Workshop Internacional sobre Contaminación de Suelos y Aguas por Agroquímicos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Actas en CD.
- Costa, J.L., Massone, H., Martínez, D., Suero, E.E., Vidal, C.M., Bedmar, F. 2002a. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric. Water Manag.* 57: 33-47.
- Cregan, P.B., Van Berkum, P. 1984. Genetics of nitrogen metabolism and physiological/biochemical selection for increased grain crop productivity. *Theor. Appl. Gen.* 67: 97-111.
- Daniel, P., Álvarez, R., Lemcoff, J., Canova, D. 1986. Efecto de los procesos de inmovilización y mineralización en el suelo sobre la determinación isotópica del

- aprovechamiento de fertilizante nitrogenado en maíz. *Ciencia del Suelo* 4: 85-89.
- Daniel, P., Marbán, L. 1989. Adaptación de un método espectrofotométrico reductivo para la determinación de nitratos. *Boletín Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo* 58: 3-8.
- Davidson, E.A., Hart, S.C., Firestone, M.K. 1992. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. *Ecology* 73: 1148-1156.
- Davidson, E.A., Stark, J.M., Firestone, M.K. 1990. Microbial production and consumption of nitrate in an annual grassland. *Ecology* 71: 1968-1975.
- De Batista, J.J., Arias, N. 2009. Cultivos de cobertura: efecto de la duración del barbecho sobre el aporte de rastrojo y rendimiento de soja. *Cultivos de soja en el Centro Este de Entre Ríos-Resultados 2008-2009*. INTA EEA Concepción del Uruguay. pp.1-5.
- De Roos, A.J., Ward, M.H., Lynch, C.F., Cantor, K.P. 2003. Nitrate in public water supplies and the risk of colon and rectum cancers. *Epidemiology* 14: 640-649.
- Deibert, E.J., Bijeriego, M., Olson, R.A. 1979. Utilization of ^{15}N fertilizer by nodulating and non-nodulating soybean isolines. *Agron. J.* 71: 717-723.
- Delgado, J.A., Mosier, A.R., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Parton, W.J. 1996. Long term ^{15}N studies in a catena of the short grass steppe. *Biogeochemistry* 32: 41-52.
- Delgado, J.A., Follett, R.F., Shaffer, M.J. 2000. Simulation of $\text{NO}_3\text{-N}$ dynamics for cropping systems with different rooting depths. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 64:1050-1054.
- Delgado, J.A., Bausch, W.C. 2005. Potential use of precision conservation techniques to reduce nitrate leaching in irrigated crops. *J. Soil Water Conserv.* 60: 379-387.
- Delgado, J.A., Khosla, R., Bausch, W.C., Westfall, D.G., Inman, D.J. 2005. Nitrogen fertilizer management based on site-specific management zones reduces potential for nitrate leaching. *J. Soil Water Conserv.* 60: 402-410.
- Delgado, J.A., Shaffer, M.J., Lal, H., McKinney, S.P., Gross, C.M., Cover, H. 2008. Assessment of nitrogen losses to the environment with a Nitrogen Trading Tool (NTT). *Comput. Electron. Agric.* 63: 193-206.
- Di, H.J., Cameron, K.C. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 46: 237-256.
- Di Napoli, M.R., Gonzalez Montaner, J.H. 1997. Parámetros del modelo de balance de nitrógeno para el cultivo de maíz en el sur de la provincia de Santa Fé. *VI Congreso Nacional de Maíz (Arg.)* 3: 166-172.
- Diez, J.A., Roman, R., Cartagena, M.C., Vallejo, A., Bustos, A., Caballero, R. 1994. Controlling nitrate pollution of aquifers by using different nitrogen controlled release fertilizers in maize crop. *Agric. Ecosyst. Environ.* 48: 49-56.
- Ding, G., Liu, X., Herbert, S., Novak, J., Amarasingiwardena, D., Xing, B. 2006. Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma* 130: 229-239.
- Dreccer, M.F., Lavado, R.S. 1993. Influence of cattle trampling on the preferential flow paths in alkaline soils. *Soil Use Manag.* 9: 143-148.
- Drury, C.F., McKenney, D.J., Findlay, W.I., Gaynor, J.D. 1993. Influence of tillage on nitrate loss in surface runoff and tile drainage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 797-802.
- Echarte, L., Andrade, F.H. 2003. Harvest index stability of Argentinean maize hybrids released between 1965 and 1993. *Field Crop Res.* 82: 1-12.
- Eck, H.V. 1984. Irrigated corn yield response to nitrogen and water. *Agron. J.* 76: 421-428.
- Eckert, D.J. 1988. Rye cover crops for no-tillage corn and soybean production. *J. Prod. Agric.* 1: 207-210.
- Eghball, B., Maranville, J.W. 1993. Root development and nitrogen influx of corn genotypes grown under combined drought and nitrogen stresses. *Agron. J.* 85: 147-152.
- Erismann, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nat. Geosci.* 1: 636-639.

- Ersahin, S., Karaman, M.R. 2001. Estimating potential nitrate leaching in nitrogen fertilized and irrigated tomato using the computer model NLEAP. *Agric. Water Manag.* 51: 1-12
- Ersahin, S. 2001. Assessment of spatial variability in nitrate leaching to reduce nitrogen fertilizers impact on water quality. *Agric. Water Manag.* 48: 179-189
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2012. FAOSTAT. Resources/Fertilizers <http://faostat.fao.org/site/575/default.aspx#ancor> (Acceso 16/11/2014)
- Ferguson, R.B., Kissel, D.E., Koelliker, J.K., Basel, W. 1984. Ammonia volatilization from surface-applied urea: Effect of hydrogen ion buffering capacity. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 48: 578-582.
- Fernández, R., Funaro, D., Quiroga, A. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y contenido de nitratos. *Boletín de divulgación técnica* N° 87. EEA INTA Anguil.
- FERTILIZAR. 2014. Detalle del consumo de fertilizantes. <http://www.fertilizar.org.ar/subida/Estadistica/Detalle%20de%20Consumo%20de%20Fertilizantes%20Extensivos/Consumo%20de%20Fertilizantes%20Cultivos%20Extensivos%20Campana%2012-13.pdf> (Acceso: 16/11/2014)
- Fiedler, R., Proksch, G. 1985. The determination of ^{15}N by emission and mass spectrometry in biological analysis: A review. *Anal. Chim. Acta* 78: 1-62.
- Follet, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M. (Eds.). 1991. *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. 357 p.
- Follett, R.F., Shaffer, M.J., Brodahl, K.M., Reichman, G.A. 1994. NLEAP simulation of residual soil nitrate for irrigated and nonirrigated corn. *J. Soil Water Conserv.* 49: 375-382.
- Follett, R.F. 1995. NLEAP model simulation of climate and management effects on N leaching for corn grown on sandy soil. *J. Contam. Hyd.* 20: 241-252.
- Fontanetto, H., Vivas, H., Keller, O., Llambías, F. 2001. Volatilización de amoníaco desde diferentes fuentes nitrogenadas aplicadas en trigo con siembra directa. *Anuario 2001*. INTA Rafaela.
- Fox, R.H., Piekielek, W.P. 1993. Management and urease inhibitor effects on nitrogen use efficiency in no-till corn. *J. Prod. Agric.* 6: 195-200.
- Gabriel, J.L., Quemada, M. 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: yield, N uptake and fertiliser fate. *Eur. J. Agron.* 34: 133-143.
- Galindo, G., Sainato, C., Dapeña, C., Fernández-Turiel, J.L., Gimeno, D., Pomposiello, M.C., Panarello, H.O. 2007. Surface and groundwater quality in the northeastern region of Buenos Aires Province, Argentina. *J. S. Am. Earth Sci.* 23: 336-345.
- García, F., González Sanjuan, M.F. 2010. Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos?. *Informaciones Agronómicas, IPNI Cono Sur* 48: 1-5.
- García, M.C. 2007. Evaluation of the health risk from water contamination in the city of Tandil, Argentina. *GeoJournal* 70: 289-296.
- Gava, G.J.C, Trivelin, P.C.O., Olivera, M.W., Heinrichs, R., Silva, M.A. 2006. Balanço do nitrogênio da uréia (^{15}N) no sistema solo-planta na implantação da semeadura direta na cultura do milho. *Bragantia* 65: 477-486.
- Gehl, R.J., Schmidt, J.P., Godsey, C.B., Maddux, L.D., Gordon, W.B. 2006. Post-Harvest Soil Nitrate in Irrigated Corn: Variability Among Eight Field Sites and Multiple Nitrogen Rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1922-1931.
- Gheysari, M., Mirlatifi, S.M., Homaei, M., Asadi, M.E., Hoogenboom, G. 2009. Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agric. Water Manag.* 96: 946-954.
- Ghiberto, P.J., Libardi, P.L., Brito, A.S., Trivelin, P.C.O. 2009. Leaching of nutrients

- from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. *Agric. Water Manag.* 96: 1443-1448.
- Giambiagi, N., Pirolo, T.V., Kraljev, L.B. 1976. Disponibilidad de nitrógeno en suelos de la cuenca del Río Samborombón. *IDIA, Sup.* 33: 170-179.
- Gomez, M.L., Damilano, G. 2010. Impacto de la urbanización sobre las características hidroquímicas del acuífero libre. Comparación estadística con el entorno rural, Coronel Moldes, Argentina. *Rev. Fac. Ciencias Agr.* 42: 1-21.
- González Montaner, J.H., Maddonni, G.A., Mailland, N., Posborg, M. 1991. Optimización de la respuesta a la fertilización nitrogenada en el cultivo de trigo, a partir de un modelo de decisión para la subregión IV (sudeste de la Pcia. de Buenos Aires). *Ciencia del Suelo* 9: 41-51.
- Gorfu, A., Kühne, R.F., Tanner, G.D., Vlek, P.L.G. 2003. Recovery of ^{15}N -Labelled Urea Applied to Wheat (*Triticum aestivum* L.) in the Ethiopian Highlands as Affected by P Fertilization. *J. Agron. Crop Sci.* 189: 30-38.
- Goulding, K.W.T., Webster, C.P., Powlson, D.S., Poulton, P.R. 1993. Denitrification losses of nitrogen fertilizer applied to winter wheat following ley and arable rotation as estimated by acetylene inhibition and ^{15}N balance. *Soil Sci.* 44: 63-72.
- Haberle, J., Kroulík, M., Svoboda, P., Lipavský, J., Krejčová, J., Cerhanová, D. 2004. The spatial variability of mineral nitrogen content in topsoil and subsoil. *Plant Soil Environ.* 50: 425-433.
- Hadas, A., Hadas, A., Sagiv, B., Haruvy, N. 1999. Agricultural practices, soil fertility management modes and resultant nitrogen leaching rates under semi-arid conditions. *Agri. Water Manag.* 42:81-95.
- Hall, A.J., Rebella, C.M., Ghersa, C.M., Culot, J.P. 1992. Field-crop systems of the Pampas. En: *Ecosystems of the world. Field Crop Ecosystems*, Pearson C.J. (Ed.). Elsevier Scientific, Amsterdam-London-New York-Tokyo. pp.: 413-450.
- Hanks, R.J. 1983. Yield and water-use relationships: an overview. En: *Limitations to Efficient Water Use in Crop Production*. Taylor, H.M. et al (Eds.). ASA-CSSA-SSSA, Madison. pp.: 393-417.
- Hansen, E.M., Kristensen, K., Djurhuus, J. 2000. Yield Parameters as Affected by Introduction or Discontinuation of Catch Crop Use. *Agron. J.* 92: 909-914.
- Hargrove, W.L. 1988. Evaluation of ammonia volatilization in the field. *J. Prod. Agric.* 2: 104-111.
- Harmsen, K., Moraghan, J. 1988. A comparison of the isotope recovery and difference methods for determining nitrogen fertilizer efficiency. *Plant Soil* 105: 55-67.
- Harmsen, K. 2003. A comparison of the isotope-dilution and the difference method for estimating fertilizer nitrogen recovery fractions in crops. I. Plant uptake and loss of nitrogen. *Netherlands J. Agric. Sci.* 50: 321-348.
- Hart, P.B.S., Rayner, J.H., Jenkinson, D.S. 1986. Influence of pool substitution on the interpretation of fertilizer experiments with ^{15}N . *J. Soil Sci.* 37: 389-403.
- Hawkesford, M., Horst, W., Kichey, T. 2011. Functions of macronutrients. En: *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. Marschner P (Ed.), 3rd Edn., London Academic Press. pp.: 135-178.
- Herrero, M.A., Sardi, G., Maldonado May, V., Flores, M., Carbó, L.I. 1998. Incidencia de los sistemas ganaderos de producción en la calidad del agua subterránea. *Rev. Argen. Prod. Anim.* 18: 229.
- Herrero, M.A., Korol, S., Fortunatto, M., González Chaves, A., Flores, M., Bevillaqua, S., Galindo, G., Maldonado May, V., Sardi, G., Fernández Cirelli, A. 2000a. Nitrate levels in drinking water in rural areas of Buenos Aires Province, Argentina. Xth World Water Congress, Melbourne Convention Centre, Australia.

- Herrero, M.A., Maldonado May, V., Sardi, G., Flores, M., Orlando, A., Carbó, L.I. 2000b. Distribución de la calidad del agua subterránea en sistemas de Producción Agropecuarios Bonaerenses. 2. Condiciones de manejo y grado de contaminación. *Rev. Argen. Prod. Anim.* 20: 237-245.
- Herrero, M.A., Sardi, G., Flores, M.C., Carbó, L.I., Iramain, M.S., Valeriani, E., Galindo, G. 2005. Utilización de los factores de riesgo de contaminación por nitratos en la gestión de aguas subterráneas en zonas húmedas de la Argentina. V Seminario Internacional CYTED-XVII, Buenos Aires.
- Herzog, H., Götz, K.P. 2004. Influence of Water Deficit on Uptake and Distribution of Nitrogen in Soybeans Monitored by Soil Injected ^{15}N . *J. Agron. Crop Sci.* 190: 161-167.
- Hill, M.J., Hawksworth, G., Tattersall, G. 1973. Bacteria, nitrosamines and cancer of stomach. *Br. J. Cancer.* 28: 562-568.
- Hill, A.R. 1982. Nitrate distribution in the groundwater of the Alliston region of Ontario, Canada. *Groundwater* 20: 696-699.
- Hoffmann, M., Johnsson, H. 2000. Nitrogen leaching from agricultural land in Sweden. Model calculated effects of measures to reduce leaching loads. *Ambio* 29: 67-73.
- Hood, R.C., Goran, K.N., Aigner, M., Hardarson, G. 1999. A comparison of direct and indirect ^{15}N isotope techniques for estimating crop N uptake from organic residues. *Plant Soil* 208: 259-270.
- Hooker, K.V., Coxon, C.E., Hackett, R., Kirwan, L.E., O'Keeff, E., Richards, K.G. 2008. Evaluation of Cover Crop and Reduced Cultivation for Reducing Nitrate Leaching in Ireland. *J. Environ. Qual.* 37: 138-145.
- Hu, C., Delgado, J.A., Zhang, X., Ma, L. 2005. Assessment of groundwater use by wheat (*Triticum aestivum* L.) in the Luancheng Xian region and potential implications for water conservation in the northwestern North China Plain. *J. Soil Water Conserv.* 60: 80-88.
- Hure, M.E., Bella, A.M., Bearzotti, A., Castanetto, E., Liberatti, A., Giubileo, G., Torres, C., Montico, S. 1998. Calidad de aguas subterráneas, los fertilizantes nitrogenados y la salud humana. XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Villa Carlos Paz. pp: 273-274.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54: 187-211.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2001. Use of isotope and radiation methods in soil and water management and crop nutrition. Training Course Series 14. IAEA, Vienna.
- IFA (International Fertilizer Industry Association). 2012. <http://www.fertilizer.org/ifa/HomePage/STATISTICS> (Acceso: 6/9/2013)
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002. <http://www.indec.gov.ar> (Acceso: 6/9/2013)
- INDEC. 1998. Censo Nacional Agropecuario 1988. <http://www.indec.gov.ar> (Acceso: 6/9/2013)
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1980. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3560-7 y 8. 36-38.
- Jackson, L.E., Wyland, L.J., Stivers, L.J. 1993. Winter cover crops to minimize nitrate losses in intensive lettuce production. *J. Agric. Sci.* 121: 55-62.
- Jaeger, C.H., Monson, R.K., Fisk, M.C., Schmidt, S.K. 1999. Seasonal partitioning of nitrogen by plants and soil microorganisms in an alpine ecosystem. *Ecology* 80: 1883-1891.
- Jayasundara, S., Wagner-Riddle, C., Parkin, G., von Bertoldi, P., Warland, J., Kay, B.,

- Voroney, P. 2007. Minimizing nitrogen losses from a corn–soybean–winter wheat rotation with best management practices. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 79: 141–159.
- Jenkinson, D.S., Fox, R.H., Rayner, J.H. 1985. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen: the so-called “priming” effect. *J. Soil Sci.* 36: 425-444.
- Juang, T.C., Wang, M.K., Chen, H.J., Tan, C.C. 2001. Ammonium fixation by surface soils and clays. *Soil Sci.* 166: 345-352.
- Karaman, M.R., Saltali, K., Ersahin, S., Güleç, H., Derici, M.R. 2005. Modelling nitrogen uptake and potential nitrate leaching under different irrigation programs in nitrogen-fertilized tomato using the computer program NLEAP. *Environ. Monit. Assess.* 101: 249-259.
- Katupitiya, A., Eisenhauer, D.E., Ferguson, R.B., Spalding, R.F., Roeth, F.W., Bobier, M.W. 1997. Long-term tillage and crop rotation effects on residual nitrate in the crop root zone and nitrate accumulation in the immediate vadose zone. *Trans. ASAE* 40: 1321-1327.
- Keeney, D.R., Nelson, D.W. 1982. Nitrogen- inorganic forms. En: *Methods of Soil Analysis, Part 2*, American Society of Agronomy, Monogr. 9. Page, A. L., Miller R. H., Keeney, D.R. (Eds.) Wisconsin: ASA and SSSA. pp.: 643-698.
- Keeney, D.R. 1989. Sources of nitrate to ground water. En: *Nitrogen management and ground water protection*. Follett R.F. (Ed.) Elsevier, Amsterdam. pp.: 23-45.
- Keeney, D.R., Follet, R.F. 1991. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability; overview and introduction. En: *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Follet, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M. (Eds.) ASA, CSSA, SSSA, Wisconsin. pp.: 1-7.
- Kirchmann, H., Bergström, L. 2001. Do organic farming practices reduce nitrate leaching?. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32: 997-1028.
- Kirda, C., Topcu, S., Kaman, H., Ulger, A.C., Yazici, A., Cetin, M., Derici, M.R. 2005. Grain yield response and N-fertiliser recovery of maize under deficit irrigation. *Field Crop Res.* 93: 132-141.
- Knobeloch, L., Salna, B., Hogan, A., Postle, J., Anderson, H. 2000. Blue babies and nitrate-contaminated well water. *Environ. Health Perspec.* 108: 675-678.
- Kumar, K., Goh, K.M. 2002. Recovery of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to winter wheat and perennial ryegrass crops and residual ¹⁵N recovery by succeeding wheat crops under different crop residue management practices. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 62: 123-130.
- Kuo, S., Jellum, E.J. 2002. Influence of winter cover crop and residue management on soil nitrogen availability and corn. *Agron. J.* 94: 501-508.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K., Stahr, K. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1485-1498.
- Langdale, G.W., Blevins, R.L., Karlen, D.L., Mccool, D.K., Nearing, M.A., Skidmore, E.L., Thomas, A.W., Tyler, D.D., Williams, J.R. 1991. Cover crop effect on soil erosion by wind and water. En: *Cover crops for clean water*. Hargrove, W.L. (Ed.) Soil Water Conservation Society, Ankeny, IA. pp.: 15-29.
- Lavado, R.S., Taboada, M.A. 2009. The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agresource. *J. Soil Water Conserv.* 64: 150-153.
- Lewan, L. 1994. Effects of catch crop on leaching of nitrogen from a sandy soil: simulations and measurements. *Plant Soil* 166: 137-152.
- Lewandowski, A.M., Montgomery, B.R., Rosen, C.J., Moncrief, J.F. 2008. Groundwater nitrate contamination costs: A survey of private well owners. *J. Soil Water Conserv.* 63: 153-161.

- Li, X., Hu, C., Delgado, J.A., Zhang, Y., Ouyang, Z. 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. *Agric. Water Manag.* 89: 137-147.
- Liang, B.C., MacKenzie, A.F. 1997. Seasonal denitrification rates under corn (*Zea mays* L.) in two Quebec soils. *Can J. Soil Sci.* 77: 21-25.
- Lin, S., Dittert, K., Wu, W.L., Sattelmacher, B. 2004. Added nitrogen interaction as affected by soil nitrogen pool size and fertilization Significance of displacement of fixed ammonium. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 138-146.
- Lin, L., Chen, J., Cai, C. 2012. High Rate of nitrogen fertilization increases the crop water stress index of corn under soil drought. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 43: 2865-2877.
- Liu, X., Ju, X., Zhang, F., Pan, J., Christie, P. 2003. Nitrogen dynamics and budgets in a winter wheat–maize cropping system in the North China Plain. *Field Crop Res.* 83: 111-124.
- Liu, W., Tollenaar, M., Stewart, G., Deen, W. 2004. Response of Corn Grain Yield to Spatial and Temporal Variability in Emergence. *Crop Sci.* 44: 847-854.
- Loomis, R.S., Connor, D.J. 1996. *Crop Ecology. Productivity and Management in Agricultural Systems.* Cambridge University Press, Cambridge. 538 pp.
- Lord, E.I., Mitchell, R.D.J. 1998. Effect of nitrogen inputs to cereal on nitrate leaching from sandy soils. *Soil Use Manag.* 14: 78-83.
- Lund, L.J., Adriano, D.C., Pratt, P.F. 1974. Nitrate concentrations in deep soil cores as related to soil profile characteristics. *J. Environ. Qual.* 3: 78-82.
- Ma, B.L., Dwyer, L.M., Liang, B.C., Gregorich, E. 1995. Use of nitrogen-15 microplots for field studies of maize nitrogen-use efficiency. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 1813-1822.
- Macdonald, A.J., Powlson, D.S., Poulton, P.R., Jenkinson, D.S. 1989. Unused fertilizer nitrogen in arable soil. Its contribution to nitrate leaching. *J. Sci. Food Agric.* 46: 407-419.
- Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. 1997. Effects of season, soil type and cropping on recoveries residues and losses of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *J. Agric. Sci.* 129: 125-154.
- Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Howe, M.T., Goulding, K.W.T., Powlson, D.S. 2005. The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England. *Plant Soil* 273: 355-373.
- Magdoff, F. 1992. Minimizing nitrate leaching in agricultural production: how good can we get?. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 23: 2103-2109.
- Magrin, G.O., Travasso, M.I., Rodríguez, G.R. 2005. Changes in climate and crop production during the 20th century in Argentina. *Climatic Change* 72: 229-249.
- Matthews, E. 1994. Nitrogenous fertilizers: global distribution of consumption and associated emissions of nitrous oxide and ammonia. *Global Biogeochem. Cycles* 8: 411-439.
- Mattos, D., Alva, A.K., Paramasivam, S., Graetz, D.A. 2003. Nitrogen volatilization and mineralization in a sandy Entisol of Florida under citrus. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 1803-1824.
- Mcvay, K.A., Radcliffe, D.E., Hargrove, W.L. 1989. Winter legume effects on soil properties and nitrogen fertilizer requirements. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 53: 1856-1862.
- Meisinger, J.J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.B., Williams, J.R., Benson, V.W. 1991. Effect of cover crops on groundwater quality. En: *Cover crops for clean water.* Hargrove W.L. (Ed.). Soil and Water Conservation Society of America. Ankeny, IA. pp.: 57-68.
- Meisinger, J.J., Delgado, J.A. 2002. Principles for managing nitrogen leaching. *J. Soil*

- Water Conserv. 57: 485-498.
- Mendes, I.C., Hungria, M., Vargas, M.A.T. 2003. Soybean response to starter nitrogen and *Bradyrhizobium* inoculation on a Cerrado oxisol under no-tillage and conventional tillage systems. *Rev. Bras. Ciência Solo* 27: 81-87.
- Minshew, H., Selker, J., Hemphill, D., Dick, R.P. 2002. NLEAP computer model and multiple linear regression prediction of nitrate leaching in vegetable systems. *HortTechnology* 12: 250-256
- Moreno, F., Cayuela, J.A., Fernández, J.E., Fernández-Boy, E., Murillo, J.M., Cabrera, F. 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agric. Water Manag.* 32: 71-83.
- Moser, S.B., Feil, B., Jampatong, S., Stamp, P. 2006. Effects of pre-anthesis drought, nitrogen fertilizer rate, and variety on grain yield, yield components, and harvest index of tropical maize. *Agric. Water Manag.* 81: 41-58.
- Muchovej, R.M.C., Rechcigl, J.E. 1995. Nitrogen fertilizer. En: Soil amendments and environmental quality. Rechcigl E. (Ed.). CRC Press, Inc., pp.: 1-48.
- Muchow, R.C. 1989. Comparative productivity of maize, sorghum and pearl millet in a semi-arid tropical environment. II. Effect of water deficits. *Field Crop Res.* 20: 207-219.
- Myrold, D.D. 1988. Denitrification in ryegrass and winter wheat cropping systems of western Oregon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 412-416.
- Neter, J., Wasserman, W., Kutner, M.H. 1990. *Applied Linear Statistical Models*. 3rd Edition, Irwin, Boston, MA. 1172 pp.
- Nishio, T., Li, X., Komada, M. 2002. Comparison of fate of nitrogen applied to 4 different kinds of soils with particular reference to denitrification. *Soil Sci. Plant Nutr.* 48: 307-313.
- Nissen, T.M., Wander, M.M. 2003. Management and soil-quality effects on fertilizer-use efficiency and leaching. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1524-1532.
- Nommik, H. 1973. The effect of pellet on ammonia loss for urea applied to forest soil. *Plant Soil* 39: 309-318.
- Novoa, R., Loomis, R.S. 1981. Nitrogen and plant production. *Plant Soil* 58: 177-204.
- Nyakatawa, E.Z., Reddy, K.C., Sistani, K.R. 2001. Tillage, cover cropping, and poultry litter effects on selected soil chemical properties. *Soil Till. Res.* 58: 69-79.
- OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). 1986. *Water Pollution by fertilizers and Pesticides*. OECD Publications, Paris, 1986. 146 p.
- Oomen, G.J.M. 1995. Nitrogen cycling and nitrogen dynamics in ecological agriculture. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture. Biol. Agric. Hortic.* 11: 183-192.
- Otegui, M.E., Andrade, F.H., Suero, E.E. 1995. Growth, water use, and kernel abortion of maize subjected to drought at silking. *Field Crop Res.* 40: 87-94
- Palma, R.M., Rímolo, M., Saubidet, M.I., Conti, M.E. 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biol. Fertil. Soils* 25: 142-146.
- Palma, R.M., Saubidet, M.I., Rimolo, M., Utsumi, J. 1998. Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampas. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29: 2865-2879.
- Panda, R.K., Behera, S.K., Kashyap, P.S. 2004. Effective management of irrigation water for maize under stressed conditions. *Agric. Water Manag.* 66: 181-203.
- Pandey, R.K., Maranville, J.W., Admou, A. 2000a. Deficit irrigation and nitrogen effects on maize in a Sahelian environment I. Grain yield and yield components. *Agric. Water Manag.* 46: 1-13.
- Pandey, R.K., Maranville, J.W., Chetima, M.M. 2000b. Deficit irrigation and nitrogen effects on maize in a Sahelian environment II. Shoot growth, nitrogen uptake and water extraction. *Agric. Water Manag.* 46: 15-27.

- Parslow, R.C., McKinney, P.A., Law, G.R., Staines, A., Williams, R., Bodansky, H.J. 1997. Incidence of childhood diabetes mellitus in Yorkshire, northern England, is associated with nitrate in drinking water: An ecological analysis. *Diabetologia* 40: 550-556.
- Pena, S.B., Conti, M.E. 1985. Variaciones en el contenido de NO₃ y NH₄ en suelos, producidas por aplicaciones de distintas láminas de riego. *Rev. Fac. Agron.* 6: 19-27.
- Penman, H.L. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. *Proc. Roy. Soc. London A* 193: 120-146.
- Pérez, M., Scianca, C. 2008. Efecto de los cultivos de cobertura sobre las poblaciones de malezas en un hapludol thapto árgico del NO bonaerense. *Memoria técnica 2008 - 2009 EEA INTA General Villegas*. pp.: 22-24.
- Perotti, E.B.R., Chapo, G., Pidello, A. 1995. Actividad nitrogenasa en relación con el carbono disponible y el nitrógeno inorgánico en un Argiudol. *Ciencia del Suelo* 13:11-15.
- Peterson, E.W., Davis, R.K., Brahana, J.V., Orndorff, H.A. 2002. Movement of nitrate through regolith covered karst terrane, northwest Arkansas. *J. Hydrol.* 256: 35-47.
- Peterson, G.A., Power, J.F. 1991. Soil, crop and water management. En: *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Follett, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M. (Eds). ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. pp.: 189-221.
- Picone, L., Videla, C. 1998. Relaciones entre la tasa de desnitrificación y el contenido de nitratos, humedad y carbono orgánico soluble del suelo en un cultivo de trigo. *Ciencia del Suelo* 16: 77-82.
- Picone, L.I., Navarro, C.A., Culot, J.P., Schenkel, G. 1980. Determinación de amonio fijado y disponibilidad para plantas y microorganismos en los suelos del sudeste Bonaerense. IX Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo, Paraná. pp.: 443-455.
- Picone, L.I., Videla, C.C., García, F.O. 1997. Desnitrificación durante el cultivo de trigo bajo siembra directa y labranza convencional. *Ciencia del Suelo* 15: 53-58.
- Pidello, A., Perotti, E.B.R., Chapo, G.F., Menendez, L.T. 1995. Materia orgánica, actividad microbiana y potencial redox en dos Argiudoles típicos bajo labranza convencional y siembra directa. *Ciencia del Suelo* 13: 6-10.
- Pionke, H.B., Lowrance, R.R. 1991. Fate of nitrate in subsurface drainage waters En: Follett, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M. (Eds), *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, pp. 237-258.
- Pociene, A., Pocius, S. 2005. Relationship between nitrate amount in groundwater and natural factors. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 13: 23-30.
- Pommel, B., Gallais, A., Coque, M., Quilleré, I., Hirel, B., Prioul, J.L., Andrieu, B., Floriot, M. 2006. Carbon and nitrogen allocation and grain filling in three maize hybrids differing in leaf senescence. *Eur. J. Agron.* 24: 203-211.
- Portela, S.I., Andriulo, A.E., Sasal, M.C., Mary, B., Jobbágy, E.G. 2006. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: ¹⁵N application in field lysimeters. *Plant Soil* 289: 265-277.
- Portela, S.I., Andriulo, A.E., Jobbágy, E.G., Sasal, M.C. 2009. Water and nitrate exchange between cultivated ecosystems and groundwater in the Rolling Pampas. *Agr. Ecosyst. Environ.* 134: 277-286.
- Porter, L.K. 1995. Depleted ¹⁵N carryover, leaching and uptake for three years of irrigated corn. *J. Contam. Hydrol.* 20: 209-226.
- Powlson, D.S., Addiscott, T.M., Benjamin, N., Cassman, K.G., de Kok, T.M., van Grinsven, H., L'hirondel, J.L., Avery, A.A., van Kessel, C. 2008. When Does Nitrate Become a Risk for Humans?. *J. Environ. Qual.* 37: 291-295.
- Prystupa, P., Lemcoff, J.H.. 1998. Increased root density of maize crops under drought in

- a Typic Argiudoll. *Maydica* 43: 271-276.
- Qian, J.H., Doran, J.W., Weir, K.L., Mosier, A.R., Peterson, T.A., Power, J.F. 1997. Soil Denitrification and Nitrous Oxide Losses under Corn Irrigated with High-Nitrate Groundwater. *J. Environ. Qual.* 26: 348-360.
- Quiroga, A., Ormeño, O., Bono, A., Rodríguez, N., Montoya, J., Babinec, F. 1999. Aspectos del manejo de suelo y productividad del girasol en la región semiárida pampeana. *Bol. Tec.* N° 63 EEA Anguil.
- Ramos, C., Kücke, M. 1999. Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas. En: *Estudios de la zona no saturada del suelo*. Muñoz-Carpena, R., Ritter, A., Tascón, C. (Eds.). ICIA, La Laguna, Tenerife. pp.: 25-32.
- Raun, W.R., Johnson, G.V. 1995. Soil-plant buffering of inorganic nitrogen in continuous winter wheat. *Agron. J.* 87: 827-834.
- Rawls, W.J. 1983. Estimating Soil Bulk Density from Particle-Size Analysis and Organic Matter Content. *Soil Sci.* 135: 123-125.
- Reddy, G.B., Reddy, K.R. 1993. Fate of Nitrogen 15 Enriched Ammonium Nitrate Applied to Corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 111-115.
- Reddy, K.N. 2001. Effects of Cereal and Legume Cover Crop Residues on Weeds, Yield, and Net Return in Soybean (*Glycine max*). *Weed Technol.* 15: 660-668.
- Rees, R.M., Roelcke, M., Li, S.X., Wang, X.Q., Li, S.Q., Stockdale, E.A., McTaggart, I.P., Smith, K.A., Richter, J. 1996. The effect of fertilizer placement on nitrogen uptake and yield of wheat and maize in Chinese loess soils. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 47: 81-91.
- Restovich, S., Andriulo, A., Sasal, C., Irizar, A., Rimatori, F., Darder, M.L., Hanuch, L. 2006. Absorción de agua y de nitrógeno edáficos en diferentes cultivos de cobertura. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Actas en CD.
- Ritchie, S.W., Hanway, J.J. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service Ames, Iowa. Special report N° 48.
- Ritter, W.F., Scarborough, R.W., Chirnside, A.E.M. 1998. Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. *J. Contam. Hydrol.* 34: 1-15.
- Robe, W.E., Griffiths, H., Sleep, D., Quarmbay, C. 1994. Nitrogen partitioning and assimilation: methods for the extraction, separation and mass spectrometric analysis of nitrate, amino acid and solute protein pools from individual plants following ¹⁵N labelling. *Plant Cell Environ.* 17: 1073-1079.
- Rodríguez, M.B., Giambiagi, N. 1995. Denitrification in tillage and no tillage Pampean soils: Relationships among soil water, available carbon, and nitrate and nitrous oxide production. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 3205-3220.
- Rodríguez, M.B., Lavado, R.S. 2005. Potential N available for leaching from ¹⁵N- urea fertilized corn in the rolling Pampas (Argentina). *Proceedings 2005 International Annual Conference, Soil and Water Conservation Society*. Rochester, N.Y. USA.
- Roman, R., Caballero, R., Bustos, A. 2002. Variability of soil solution ions in fallowland fields in central Spain. *Edafologia* 9: 161-172.
- Rossi, S.P., Lexon, C., Bonorino, A.G. 1992. Los nitratos en el agua subterránea de la cuenca superior del Arroyo Chasico. III Jornadas Geológicas Bonaerense. pp.: 201-204.
- Ruffo, M.L. 2003. Factibilidad de inclusión de cultivos de cobertura en Argentina. XI Congreso de AAPRESID. pp.: 171-176.
- Ruffo, M.L., Parsons, A.T. 2004. Cultivos de Cobertura en Sistemas Agrícolas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur, IPNI*, N° 21.
- Ruiz, R.A., Satorre, E.H., Maddonni, G.A., Calderini, D.F., Miralles, D.J., Cárcova, J., Di Nápolil, R.D. 1997. Bases funcionales de la respuesta a la fertilización nitrogenada de

- cultivos de maíz en el norte de la provincia de Buenos Aires. VI Congreso Nacional de Maíz (Arg.) 3: 121-128.
- Sadras, V.O., Calviño, P.A. 2001. Quantification of Grain Yield Response to Soil Depth in Soybean, Maize, Sunflower, and Wheat. *Agron. J.* 93: 577-583.
- Sainju, U.M., Singh, B.P., Whitehead, W.F. 2002. Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil Till. Res.* 63:167-179.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H.E., Studdert, G.A., Andrade, F.H. 1997. Volatilización de amoníaco desde urea aplicada al cultivo de maíz bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 15: 12- 16.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H.E., Studdert, G.A., Andrade, F.H. 1999. No-till maize N uptake and yield: effect of urease inhibitor and application time. *Agron. J.* 91: 950-955.
- Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E., Picone, L.I. 2001. Denitrification in Maize Under No-Tillage: Effect of Nitrogen Rate and Application Time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1314-1323.
- Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E., Barbieri, P.A. 2004. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agron. J.* 96: 1622-1631.
- Salas, J., Álvarez, R., Álvarez, C.R. 2002. Aporte de nitrógeno al maíz desde los pools del suelo en la Pampa Ondulada bajo distintos sistemas de labranzas. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Puerto Madryn. pp: 99.
- Salmerón, M., Isla, R., Caveró, J. 2011. Effect of winter cover crop species and planting methods on maize yield and N availability under irrigated Mediterranean conditions. *Field Crop Res.* 123: 89-99.
- Saluzzio, M.F., Benintende, M.C. 2004. Uso agrícola sostenible en suelos vertisoles. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Actas en CD.
- Salvagiotti, F. 2005. Cuantificación de las pérdidas de nitrógeno por volatilización y su efecto en el rendimiento del cultivo de maíz. EEA INTA Oliveros.
- Schepers, J.S., Frank, K.D., Watts, D.G. 1984. Influence of irrigation and nitrogen fertilization on groundwater quality, Proc. Int. Union of Geophysics, Hamburg. Germany. pp: 21-32.
- Schepers, J.S., Moravek, M.G., Alberts, E.E., Frank, K.D. 1991. Maize production impacts on groundwater quality. *J. Environ. Qual.* 20: 12-16.
- Schindler, F.V., Knighton, R.E. 1999. Fate of Fertilizer Nitrogen Applied to Corn as Estimated by Isotopic and Difference Methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1734-1740.
- Scianca, C., Álvarez, C., Barraco, M., Quiroga, A., Zalba, P. 2006. Verdeos de invierno utilizados como cultivos de cobertura: influencia sobre propiedades edáficas. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Actas en CD.
- Scianca, C., Barraco, M., Álvarez, C. 2008. Estrategia de manejo de centeno utilizado como cultivo de cobertura en un argiudol típico del Noroeste bonaerense. EEA INTA General Villagas. Memoria Técnica 2008-2009. pp.: 25-29.
- Scianca, C., Álvarez, C., Barraco, M., Quiroga, A., Zalba, P. 2010. Cultivos de cobertura en un argiudol típico del noroeste bonaerense. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario. Actas en CD.
- Seely, B., Lajtha, K. 1997. Application of a ^{15}N tracer to simulate and track the fate of atmospherically deposited N in the coastal forests of the Waquoit Bay watershed Cape Cod, Massachusetts. *Oecologia* 112: 93-402.
- Shaffer, M.J., Brodahl, M.K., Wylie, B.K. 1993. Integration and use of the Nitrate Leaching and Economic Analysis Package (NLEAP) in the GIS environment. En: Proceedings of the Federal Interagency Workshop on Hydrologic Modeling Demands

- for the 90's. 1993, Fort Collins, Colorado. pp: 528-535.
- Shaffer, M.J., Wylie, B.K., Follett, R.F., Bartling, P.N.S. 1994a. Using climate/weather data with the NLEAP model to manage soil fertility and nitrate leaching. *Agr. Forest Met.* 69: 111-123.
- Shaffer, M.J., Wylie, B.K., Brodahl, M.K. 1994b. NLEAP as a predictive tool for regional nitrate leaching in Colorado. En: *Great Plains Soil Fertility Conference Proceedings*. 1994, Colorado. pp. 197-202.
- Sharp, R.E., Davies, W.J. 1979. Solute regulation and growth by roots and shoots of water-stressed maize plants. *Planta* 147: 43-49.
- Shepherd, M.A., Lord, E.I. 1996. Nitrate leaching from a sandy soil: The effect of previous crop and post-harvest soil management in an arable rotation. *J. Agric. Sci.* 127: 215-229.
- Simmelsgaard, S.E. 1998. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use Manag.* 14: 30-36
- Simpson, J.R., Freney, J.R. 1967. The fate of labelled mineral nitrogen after addition to three pasture soils of different organic matter contents. *Austr. J. Agric. Res.* 18: 613-623.
- Singh, B.R., Singh, D.P. 1995. Agronomic and physiological responses of sorghum, maize and pearl millet to irrigation. *Field Crops Res.* 42: 57-67.
- Snedecor, G.W., Cochran, W.G. 1978. *Statistical Methods*. AMES, Iowa, U.S.A.
- Sogbedji, J.M., Van Es, J.M., Yang, C.L., Geohring, L.D., Magdoff, F.R. 2000. Nitrate leaching and nitrogen budget as affected by maize nitrogen rate and soil type. *J. Environ. Qual.* 29: 1813-1820.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.A., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Jhonston, C.T., Sumner, M.E. (Eds.). 1996. *Methods of soil analysis, Part 3, Chemical Methods*. 3rd edn, ASA Madison Wisconsin.
- Steinbach, H.S., Álvarez, R., Valente, C.R. 2004. Balance between mineralization and immobilization of nitrogen as affected by soil mineral nitrogen level. *Agrochimica* 18: 204-212.
- Stevens, W.B., Hoeft, R.G., Mulvaney, R.L. 2005. Fate of Nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study: II. Nitrogen uptake efficiency. *Agron. J.* 97: 1046-1053.
- Stone, K.C., Hunt, P.G., Johnson, M.H., Matheny, T.A. 1998. Nitrate-N distribution and trends in shallow groundwater an eastern coastal plains watershed. *Trans. ASAE* 41: 59-64.
- Strock, J.S., Porter, P.M., Russelle, M.P. 2004. Cover cropping to reduce nitrate loss through subsurface drainage in the northern U.S. Corn Belt. *J. Environ. Qual.* 33: 1010-1016.
- Subedi, K.D., Ma, B.L., Smith, D.L. 2006. Response of a Leafy and Non-Leafy Maize Hybrid to Population Densities and Fertilizer Nitrogen Levels. *Crop Sci.* 46: 1860-1869.
- Taboada, M.A., Lavado, R.S. 1986. Características del régimen ácuico de un Natracuol de la Pampa Deprimida. *Ciencia del Suelo* 4: 66-72.
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Adv. Agron.* 79: 227-302.
- Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D., Havlin, J.L. 1993. *Soil and Fertilizer Nitrogen*. En: *Soil Fertility and Fertilizers*. Corey, P.F. (Ed.) Mac Millan Publishing Company. pp.: 109-176.
- Tolessa, D., Du Preez, C.C., Ceronio, G.M. 2007. Fate of nitrogen applied to maize on conventional and minimum tilled Nitisols in Western Ethiopia. *S. Afr. J. Plant Soil* 24: 77-83.
- Uhart, S.A., Andrade, F.H. 1995a. Nitrogen deficiency in maize: I Effect on crop growth

- development, partitioning and kernel set. *Crop Sci.* 35: 1376-1383.
- Uhart, S.A., Andrade, F.H. 1995b. Nitrogen deficiency in maize: II Carbon-nitrogen interaction on kernel number and grain yield. *Crop Sci.* 35: 1384-1389.
- Urricarriet, S., Zubillaga, M.M., Couzelo, L. 2000. Incidencia de pérdidas de nitrógeno por volatilización en la producción de maíz baja siembra directa. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Actas en CD.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1995. Drinking Water Regulations and Health Advisories. Washington, D.C. Office of water, U.S. EPA. 11 p.
- Vagstad, N., Eggestad, H.O., Hoyas, T.R. 1997. Mineral nitrogen in agricultural soils and nitrogen losses: relation to soil properties, weather conditions, and farm practices. *Ambio.* 26: 266-272.
- Van Maanen, J.M.S., Van Dijk, A., Mulder, K., De Baets, M.H., Menheere, P.C.A., Van Der Heide, D., Mertens, P.L., Kleinjans, J.C. 1994. Consumption of drinking water with high nitrate levels causes hypertrophy of the thyroid. *Toxicol. Lett.* 72: 365-374.
- Vega, C.R.C., Sadras, V.O., Andrade, F.H., Uhart, S.A. 2000. Reproductive Allometry in Soybean, Maize and Sunflower. *Ann. Botany* 85: 461-468.
- Videla, C. 2007. Utilización de ^{15}N en estudios de flujos brutos de nitrógeno en el suelo. En: Isótopos estables en agroecosistemas. Lazzari, M.A., Videla, C. (Eds.). pp: 33-40.
- Vinten, A.J.A., Vivian, B.J., Wright, F., Howard, R.S. 1994. A comparative study of nitrate leaching from soils of differing textures under similar climatic and cropping conditions. *J. Hydrol.* 159: 197-213.
- Vitousek, P.M., Matson, P.A. 1984. Mechanisms of nitrogen retention in forest ecosystems: a field experiment. *Science* 255: 51-52.
- Wakida, F.T., Lerner, D.N. 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: A review and case study. *Water Res.* 39: 3-16.
- Wander, M.M., Traina, S.J. 1996. Organic fractions from organically and conventionally managed soils: I. Carbon and nitrogen distribution. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 60: 1081-1087.
- Wang, X., Cai, D., Hoogmoed, W.B., Perdok, U.D., Oenem, O. 2007. Crop residue, manure and fertilizer in dryland maize under reduced tillage in northern China: I grain yields and nutrient use efficiencies. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 79: 1-16.
- Wang, Z.H., Liu, X.J., Ju, X.T., Zhang, F.S., Malhi, S.S. 2004. Ammonia volatilization loss from surface-broadcast urea: comparison of vented and closed chamber methods and loss in winter wheat–summer maize rotation in North China Plain. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35: 2917-2939.
- Watson, C.J., Miller, H., Poland, P., Kilpatrick, D.J., Allen, M.D.B., Garrett, M.K., Christianson, C.B. 1994. Soil properties and the ability of the urease inhibitor N-(n-Butyl)thiophosphoric triamide (nBTPT) to reduce ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Biol. Biochem.* 9: 1165-1169.
- Watts, D.G., Schepers, J.R., Spalding, R.F. 1997. Field-scale evaluation of water and nitrogen management impacts on ground water quality. En: Best Management Practices for Irrigated Agriculture and the Environment. Shaack et al. (Eds.). Proc. U.S. Committee on Irrigation and Drainage, Fargo, ND. pp.: 73-88.
- Webb, J., Harrison, R., Ellis, S. 2000. Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *Eur. J. Agron.* 13: 207-223.
- Weisenburger, D.D. 1990. Environmental epidemiology of non-Hodgkin's lymphoma in eastern Nebraska. *Am. J. Ind. Med.* 18: 303-305.
- Wester, D.B. 1992. Viewpoint: Replication, randomization, and statistics in range research. *J. Range Manage.* 45: 285-290.
- Westerman, R.L., Boman, R.K., Raun, W.R., Johnson, G.V. 1994. Ammonium and nitrate nitrogen in soil profiles of long-term winter wheat fertilization experiments. *Agron. J.*

- 86: 94-99.
- Westerman, R.L., Kurtz, L.T. 1973. Priming effect of ^{15}N -labeled fertilizers on soil nitrogen in the field experiment. *Soil Sci. Am. Proc.* 37: 725-727.
- Westerman, R.L., Kurtz, L.T. 1974. Isotopic and nonisotopic estimations of fertilizer nitrogen uptake by sudan grass in field experiments. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38: 107-109.
- Weston, L.A. 1996. Utilization of allelopathy for weed management in agroecosystems. *Agron. J.* 88: 860-866.
- White, R.E. 1985. The influence of macropores on the transport of dissolved and suspended matter through soil. *Adv. Soil Sci.* 3: 95-120.
- Whitney, D.A., Gordon, W.B. 1998. Nitrogen source, rate, and application time for soybean. En: *Kansas Fertilizer Research, Report of Progress 829*. Kansas State University, Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service. pp.: 120-121.
- Williams II, M.M., Mortensen, D.A., Doran, J.W. 1998. Assessment of weed and crop fitness in cover crop residues for integrated weed management. *Weed Sci.* 46: 595-603.
- Willumsen, J., Thorup-Kristensen, K. 2001. Effects of green manure crops on soil mineral nitrogen available for organic production of onion and white cabbage in two contrasting years. *Biol. Agric. Hort.* 18: 365-384.
- Wu, J.J., Bernardo, D.J., Mapp, H.P., Geleta, S., Teague, M.L., Watkins, K.B., Sabbagh, R.L., Elliott, R.L., Stone, J.F. 1997. An evaluation of nitrogen runoff and leaching potential in the High Plains. *J. Soil Water Conserv.* 52: 73-80.
- Zak, D.R., Groffman, P.M., Pregitzer, K.S., Christiansen, S., Tiedje, J.M. 1990. The Vernal Dam: plant-microbe competition for nitrogen in northern hardwood forests. *Ecology* 71: 651-656.
- Zhao, D., Reddy, K.R., Kakani, V.G., Read, J.J., Carter, G.A. 2003. Corn (*zea mays* L.) growth, leaf pigment concentration, photosynthesis and leaf hyperspectral reflectance properties as affected by nitrogen supply. *Plant Soil* 257: 205-217.
- Zhu, A., Zhang, J., Zhao, B., Cheng, Z., Li, L. 2005. Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain. *Environ. Int.* 31: 904-912.
- Zubillaga, M.S., Zubillaga, M.M., Urricariet, S., Lavado, R.S. 2002. Effect of nitrogen sources on ammonia volatilization, grain yield and soil nitrogen losses in no-till wheat in an argentine soil. *Agrochimica* 46: 100-107.